Populationsdynamik von Amphibien an einem Sekundärgewässer der Wiener Donauinsel (Österreich):

Ein Vergleich von zwölf Taxa und neun Untersuchungsjahren (1986-1987, 1989-1995)

von
Eva Kogoj

Zusammenfassung

Am isoliert liegenden Endelteich (Donauinsel, Wien, Österreich) wurden im Laufe von neun Untersuchungsjahren (1986-1987, 1989-1995) die zu- bzw. abwandernden Amphibien mittels Fangzaunanlage und Kübelfallen erfaßt. Elf von 19 in Österreich vorkommenden Amphibienarten und der Hybride *Rana esculenta* wurden festgestellt: Donaukammolch *Triturus dobrogicus*, Teichmolch *Triturus vulgaris*, Rotbauchunke *Bombina bombina*, Knoblauchkröte *Pelobates fuscus*, Erdkröte *Bufo bufo*, Wechselkröte *Bufo viridis*, Laubfrosch *Hyla arborea*, Balkan-Moorfrosch *Rana arvalis wolterstorffi*, Springfrosch *Rana dalmatina*, Grasfrosch *Rana temporaria*, Seefrosch *Rana ridibunda*, Teichfrosch *Rana esculenta*.

Die Fangzahlen der einzelnen Amphibienarten schwankten und nahmen bei den meisten im Laufe der Jahre ab. Als Grund für den Rückgang der Populationen kommt vor allem die fortschreitende Sukzession und dadurch die Änderung der Qualität des Endelteiches als Laichgewässer in Frage. Mangel an geeigneten Sommerquartieren und Überwinterungsplätzen dürften das Sinken der Populationsgrößen mitbewirken. In der prozentuellen Zusammensetzung der Arten kam es zu dramatischen Veränderungen. Die geringste Artendiversität wurde 1992 in der Mitte des Untersuchungszeitraumes festgestellt. Bei den Juvenilen fielen die Jahre 1991 und 1994 durch hohe Fangzahlen bei drei bzw. vier Arten auf. Bei den Teichmolchen und Wechselkröten korrelierten die Fangzahlen von Juvenilen und Weibchen positiv. Die Juvenilenzahlen der übrigen Arten wurden nicht oder nur schwach von der Anzahl der registrierten Weibchen beeinflußt. Die Zuwanderung der Adulten und Subadulten und die Abwanderung der Juvenilen werden mit den Wanderdaten anderer mitteleuropäischer Gegenden verglichen.

Summary

Population dynamics of amphibians at an artificial pond on the Danube Island (Vienna, Austria): A comparison of twelve taxa and nine years (1986-1987, 1989-1995)

At the isolated Endelteich pond (Danube Island, Vienna, Austria) migrating amphibians were registered during nine years (1986-87, 89-95) using a drift fence and pitfall traps. Eleven out of 19 amphibian species occurring in Austria and the hybrid *Rana esculenta* were recorded: Danube crested newt *Triturus dobrogicus*, smooth newt *Triturus vulgaris*, fire-bellied toad *Bombina bombina*, spadefoot toad *Pelobates fuscus*, common toad *Bufo bufo*, green toad *Bufo viridis*, European tree frog *Hyla arborea*, Balkan moor frog *Rana arvalis wolterstorffi*, agile frog *Rana dalmatina*, common frog *Rana temporaria*, marsh frog *Rana ridibunda*, edible frog *Rana esculenta*.
For most of the species the numbers of captures fluctuated and decreased over the years. The population

declines are possibly due to succession changing the quality of the breeding site Endelteich. Lack of suitable summer and hibernation sites also may have caused the population declines. Dramatic changes of the percentage of the number of individuals per species occurred. The lowest species diversity was registered in 1992 in the middle of the study period. The years 1991 and 1994 showed a remarkable increase in juveniles of three respectively four species. The captures of the smooth newt and the green toad correlated positively for females and juveniles. For the other species the number of juveniles was not or only poorly influenced by the number of females. Adult and subadult immigration and the emigration of the juveniles is compared with dates from other Central European areas.

Einleitung

Heimische Frosch- und Schwanzlurche sind aufgrund ihrer amphibischen Lebensweise (Eier und Larven im Wasser, erwachsene Tiere vorwiegend an Land) geeignete Indikatoren, um die Ausprägung von Habitatstrukturen eines Gewässers und seiner Umgebung zu beurteilen (WARINGER-LÖSCHENKOHL & WARINGER 1989, CHOVANEC 1993, 1994). Zusätzlich werden Amphibien als Bioindikatoren für die Auswirkungen menschlicher Eingriffe in die Umwelt angesehen (BLAUSTEIN 1994, PECHMANN &WILBUR 1994, HECNAR & M'CLOSKEY 1996, REICHHOLF 1996).

Natürliche Schwankungen der Populationsgrößen von Frosch- und Schwanzlurchen treten auch in vom Menschen unbeeinflußten Gebieten auf. Somit ist nicht jeder Populationsrückgang oder -anstieg auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen. Die Unterscheidung, ob ein Sinken der Populationsgröße ein natürliches Ereignis darstellt oder durch den Menschen verursacht wird, ist schwer (PECHMANN et al. 1991, BLAUSTEIN 1994). Je größer die natürliche Varianz der Populationsgröße, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, einen Trend darstellen zu können, der von eventuellen menschlichen Einflüssen mitverursacht wird. Wenn die natürliche Schwankung einer Population nicht über einen ausreichend langen Zeitraum beobachtet wird, können drastische oder geringe, aber anhaltende natürliche Populationsrückgänge durchaus mißinterpretiert werden (PECHMANN et al. 1991, PECHMANN & WILBUR 1994). Anthropogene Einflußfaktoren treten kombiniert mit natürlichen auf und erschweren somit eine Deutung (PECHMANN & WILBUR 1994). Nur ausreichendes Datenmaterial, gesammelt über mehrere Jahre, läßt erkennen, ob eine Population natürlichen Schwankungen unterworfen ist oder ob ein kontinuierlicher Rückgang den Bestand bedroht. Die Zahl der Langzeitstudien, die mehr als vier Jahre fortlaufend durchgeführt wurden, ist weltweit noch relativ gering (BLAUSTEIN et al. 1994).

Eine bekannte herpetologische Langzeitstudie ist das Savannah River Project in South Carolina, USA (z. B. SEMLITSCH 1983, PECHMANN et al. 1991, FRAZER 1995). Von 1979 bis 1990 wurden an einem temporären Gewässer mit einer Größe von 1 ha und einer maximalen Tiefe von 1 m täglich die wandernden Amphibien an einem Fangzaun registriert. Insgesamt laichten fünf Salamander- sowie elf Frosch- und Krötenarten in diesem vor menschlichen Einflüssen weitgehend geschützten Gewässer ab. Es wurden die Daten von Marmorsalamander (*Ambystoma opacum*), Maulwurfsalamander (*A. talpoideum*), Tigersalamander (*A. tigrinum*) und dem Schmuckchorfrosch (*Pseudacris ornata*) ausgewertet, weil diese Arten gewässertreu waren, den Fangzaun nicht überwinden konnten und die Adulten- und Juvenilenwanderung regelmäßig erfolgte. Es zeigte sich, daß Variationen der Populationsgröße aufeinanderfolgender

Jahre oder kurzzeitige Trends nicht unbedingt auf einen Langzeittrend rückschließen lassen. So ist von 1986 auf 1987 die Weibchenpopulation des Maulwurfsalamanders von 2.500 auf unter 1.000 Tiere gesunken, während die Population in den anderen Jahren unter oder knapp über 1.000 Individuen umfaßte (PECHMANN et al. 1991).

Eine Gefahr bei der Auswahl von geeigneten Arten und Standorten für kurzfristige Erhebungen ist, daß große Populationen auffallen und somit vor allem aus methodischen Gründen häufiger das Ziel von Untersuchungen werden (PECHMANN et al. 1991, ARNTZEN & TEUNIS 1993). Dadurch werden überdurchschnittlich viele Populationen erfaßt, die gerade am Höhepunkt ihrer Wachstumskurve angelangt sind und im weiteren Verlauf zwangsläufig abnehmen. Kurzfristige Untersuchungen führen dann zu Fehldiagnosen. Kleine Populationen werden seltener untersucht, ihre mögliche Zunahme bleibt somit meist verborgen. Wäre die Studie des Savannah River Projects auf die ersten drei Jahre beschränkt gewesen, so hätte die Populationsentwicklung des Tigersalamanders auf einen dramatischen Rückgang schließen lassen. Die Zahl der adulten Weibchen sank von etwa 50 auf 10 Tiere, die der Juvenilen von 260 auf ein Individuum. Vom Marmorsalamander wurden in den ersten beiden Jahren kein Tier, im dritten Jahr zwei weibliche und zwölf juvenile Individuen gefangen, während 1990, also neun Jahre später, etwa 600 Weibchen registriert wurden (PECHMANN et al. 1991). Das Ausmaß der Schwankung der Populationsgröße innerhalb einer Population steigt oft mit zunehmender Untersuchungsdauer (MCARDLE & GASTON 1992).

In Europa fehlen weitgehend detaillierte Langzeitstudien über Amphibienpopulationen. Die Untersuchungen auf der nördlichen Donauinsel sind hinsichtlich Dauer und Artenzahl europaweit einzigartig. Von 1986 bis 1987 und von 1989 bis 1995 wurde die zwölf Taxa umfassende Amphibienfauna des Endelteiches (Tab. 1), eines Stillgewässers auf der Wiener Donauinsel, anhand von täglichen Begehungen während der Aktivitätsperiode der Amphibien (in der Regel von Februar bis Anfang Dezember) erfaßt. Die Datenerhebung wird bis Ende 1997 fortgesetzt (HÖDL pers. Mitt.). Donaukammolch (*Triturus dobrogicus* Kiritzescu 1903) und Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus fuscus* Laurenti 1768) wurden individuell registriert (ELLINGER & JEHLE 1997, JEHLE et al. 1997b, WIENER 1997a, b). Der vorliegende Beitrag befaßt sich vor allem mit den zehn Taxa, deren Erfassung nicht individuell erfolgte. Ziel der vorliegenden Untersuchung ist einerseits die Ermittlung der Artenzusammensetzung der Amphibienfauna und deren Schwankung im Laufe der Jahre unter Berücksichtigung der Sukzession des Laichgewässers. Andererseits sollen die Überlebensaussichten der einzelnen Populationen an dem durch menschliche Aktivität entstandenen Tümpel vor allem in Bezug auf die Laichplatzansprüche der Arten und die Stabilität der verschiedenen Populationen diskutiert werden. Der Fortpflanzungserfolg und die wechselseitige Beeinflussung der Schwankungen von Weibchen- und Juvenilenanzahl geben zusätzliche Hinweise auf die Überlebensfähigkeit einzelner Arten. Der Beginn der Laichwanderung und die auf die Metamorphose folgende Abwanderung der Jungtiere wurden im Rahmen der phänologischen Erhebung ermittelt.

Material und Methode

• Das Untersuchungsgewässer

Der Endelteich liegt auf der Wiener Donauinsel, die in den Jahren 1972 bis 1978 beim Bau des parallel zur Donau verlaufenden Entlastungsgerinnes „Neue Donau" durch Verwendung des anfallenden Aushubmaterials aufgeschüttet wurde (MICHLMAYR 1997). Eine im Norden der Insel bei Donau-Stromkilometer 1.936 gelegene, durch Bauarbeiten entstandene Mulde füllte sich ein Jahr nach Fertigstellung der Donauinsel mit Wasser (DOMANY et al. 1982, JEHLE et al. 1997a). Im Jahr 1989 erhielt das Gewässer nach Dr. Sabine Endel-Wanzenböck, die an diesem Tümpel 1986 erstmals die Amphibienfauna untersuchte, die Bezeichnung „Endelteich" (PEIRITSCH 1990).

Die maximale Länge des Teiches beträgt 120,8 m, die Maximalbreite 17 m und die Maximaltiefe ca. 80 cm (SCHRAMM 1992, JEHLE et al. 1997a). Die Donauinsel hat aufgrund ihrer dammartigen Gestaltung und der fehlenden Verbindung zum Grundwasser einen ariden Charakter. Um ein Trockenfallen des Untersuchungsgewässers zu verhindern, wurde regelmäßig Wasser nachgefüllt (GOLDSCHMID 1997). Im Zuge der fortschreitenden Sukzession entwickelte sich die Vegetation des Endelteiches im Laufe der Untersuchungsjahre so stark (ROTTER 1997), daß in den letzten beiden Jahren nur mehr durch Ausschneiden von Schilf und Rohrkolben eine kleine Freiwasserzone im südlichen, tieferen Bereich während des Frühjahres erhalten werden konnte.

Die Uferzone zwischen Wasser und Fangzaun war zu einem Drittel mit Sträuchern, vor allem Weiden, bewachsen. Die Wiesen außerhalb des Zaunes wiesen einen eher trockenen Charakter auf (WIENER 1995, JEHLE et al. 1997a). Die nächste Gebüschgruppe befand sich in circa fünf Meter Entfernung vom Fangzaun.

• Die Fanganlage

Im März 1986, dem ersten Untersuchungsjahr, wurde ein 50 cm hoher, gitterverstärkter Plastikfolienzaun in 1 bis 1,5 m Entfernung vom Ufer des Endelteiches errichtet (ENDEL 1989). Da weder die Stützen noch das Zaunmaterial ausreichend stabil waren, wurde dieser Zaun im Dezember 1987 entfernt und im Februar 1989 durch einen stabilen, durchschnittlich 70 cm hohen Wellplastikzaun mit einer Aluminiumabdeckung in 2 bis 5 m Entfernung vom Wasser ersetzt. Insgesamt wurden 52 10-Liter-Kübel entlang des Zaunes eingegraben, je 26 innen und 26 alternierend dazu an der Außenseite. Die Distanz zwischen einem Innen- und einem Außenkübel betrug etwa 5,2 m. Alle Kübel hatten ein mit dünnmaschigem Netz abgedecktes Loch im Boden, damit das Regenwasser abfließen konnte. Ein befeuchteter Schwamm diente als Austrocknungsschutz für die gefangenen Amphibien, ein Ast sollte kleinen Säugern das Herausklettern ermöglichen. Plastikschienen an beiden Seiten des Kübels leiteten die Amphibien vom Zaun zu der Falle (JEHLE et al. 1997a).

• Datenerhebung

Bei täglichen Kontrollgängen am Endelteich wurden seit Beginn der Untersuchung von allen gefangenen Amphibien die Fangkübelnummer und, wenn möglich, Geschlecht oder Entwicklungsstand (juvenil, subadult bzw. adult) notiert. Unmittelbar nach der Bearbeitung wurden die Tiere auf der dem Fangkübel gegenüberliegenden Zaunseite freigelassen.

Als Juvenile werden Jungtiere bezeichnet, bei denen im Erfassungsjahr die Umwandlung der Larve zum Jugendstadium erfolgte. Subadulte sind kleinere Individuen ohne äußere Geschlechtsmerkmale, die nicht im Jahr ihrer Registrierung metamorphosierten. Als adult gelten Tiere mit äußeren Geschlechtsmerkmalen (Brunftschwielen, Schallblase, „Hochzeitskleid") und/oder Individuen, die anhand von Gewicht und Größe klassifiziert werden. Von Donaukammolch und Knoblauchkröte wurde zur Individualerkennung die Bauch- bzw. Rückenfleckung fotografiert (vergleiche JEHLE 1997, Abb. 1–4).

• Auswertung

Donaukammolch (*Triturus dobrogicus*) und Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) wurden anhand ihrer Bauch- bzw. Rückenzeichnung individuell identifiziert, von den anderen Arten wurden die Fänge notiert.

In diesem Artikel bezieht sich der Begriff Population auf jenen wandernden Teil der Gesamtpopulation, der am Fangzaun erfaßt werden konnte. Tiere, die innerhalb der Zaunanlage bleiben und dort auch überwintern, können genauso wenig erfaßt werden wie nicht geschlechtsreife Subadulte, die nicht zum Gewässer wandern, und jene Adulten, die sich in einem Jahr nicht fortpflanzen (STICHT 1996).

Für die Analyse der Populationen aller am Endelteich vorkommenden Amphibienarten wurden deren Gesamtfangzahlen verglichen (Tab. 2–4). Der Zusammenhang zwischen Fangzahl und Individuen läßt sich am Beispiel der Knoblauchkröte zeigen. Für die adulten und subadul-ten Knoblauchkröten erhält man ein Verhältnis von Fang- zu Individuenzahlen von 2,7:1 und 2,3:1 in den ersten beiden Untersuchungsjahren, in denen der Abstand des Fangzaunes vom Gewässerrand mit maximal 1,5 m geringer war als in den Folgejahren. Für die restlichen Untersuchungsjahre betrug das Verhältnis 1,6:1 bis 1,9:1. Adulte und Subadulte werden im Idealfall einmal bei der Zu- und einmal bei der Abwanderung gefangen. Ist die Zone zwischen Wasser und Fangzaun schmäler, werden Tiere, die nur für kurze Zeit das Wasser verlassen, um in unmittelbarer Gewässernähe umherzuwandern, öfter gefangen. Für die Juvenilen lag das Verhältnis von Fang- zu Individuenzahlen knapp über 1, weil sie bei der Abwanderung meist nur einmal gefangen wurden. Das Verhältnis schwankte für alle gefangenen Knoblauchkröten zwischen 2,7:1 und 1,3:1.

Neben der Auflistung der Gesamtfangzahlen erfolgte eine Aufteilung nach Entwicklungsstand und Geschlecht. Nur bei den Rotbauchunken wurde das Geschlecht nicht bestimmt. Stattdessen wurden die Adulten getrennt von den Subadulten, zu denen auch Tiere fraglicher Zuordnung gezählt wurden, aufgelistet.

Im Jahr 1990 wanderten erwachsene Wechselkröten (*Bufo viridis* LAURENTI 1768) aus, obwohl keine zugewandert waren. Im Laufe der Recherchen stellte sich heraus, daß am 20. April 1990 39 Wechselkröten ausgesetzt worden waren (STICHT pers. Mitt.). Daher wurden die Zahlen der

Wechselkröte von 1990 bei den weiteren Berechnungen nicht mit einbezogen. Die Juvenilen der drei Braunfroscharten Grasfrosch (*Rana temporaria* L. 1758), Springfrosch (*R. dalmatina* BONAPARTE 1840) und Balkan-Moorfrosch (*R. arvalis wolterstorffi* FEJÉRVÁRY 1919) wurden in den Untersuchungsjahren 1989, 1992, 1994 und 1995 nicht der jeweiligen Art zugeordnet. Deshalb ist in Tabelle 4 zusätzlich eine eigene Kategorie „Braunfrösche" vorhanden, wobei auch Männchen, Weibchen und Adulte/Subadulte als Summen der einzelnen Arten und nicht auf Artniveau bestimmter Braunfrösche eingetragen sind. Seefrosch (*Rana ridibunda* PALLAS 1771) und Teichfrosch (*R. esculenta* L. 1758) wurden 1989 und 1993 bis 1995 als Taxon „Wasserfrösche" zusammengefaßt notiert. Die individuell erfaßten Arten Donaukammolch und Knoblauchkröte sind der Vollständigkeit halber zum Vergleich angeführt, werden aber nicht ausführlich diskutiert.

Als statistischer Test wurde die Rangkorrelation nach SPEARMAN verwendet, um zum Beispiel die Zu- oder Abnahme einer Population rechnerisch nachzuweisen (ZÖFEL 1992). Als statistische Testgröße wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach KENDALL (KENDALLS Tau) herangezogen (JEHLE & HÖDL 1996). Ein Koeffizient kann nur auf einen Trend der Zu- oder Abnahme der jeweiligen Population im Laufe der Jahre hinweisen. Ein negativer Kendall-Korrelationskoeffizient weist auf eine Abnahme der Fangzahlen über den gesamten Untersuchungszeitraum hin, ein positiver auf eine generelle Zunahme.

Tabelle 1: Die Amphibienarten des Endelteiches.

The amphibian species of the Endelteich pond.

ORDNUNG URODELA (Schwanzlurche)

Familie SALAMANDRIDAE (Salamander)
- Donau-Kammolch *Triturus dobrogicus* KIRITZESCU 1903
- Teichmolch *Triturus vulgaris vulgaris* L. 1758

ORDNUNG ANURA (Froschlurche)

Familie DISCOGLOSSIDAE (Scheibenzüngler)
- Rotbauchunke *Bombina bombina* L. 1758

Familie PELOBATIDAE (Krötenfrösche)
- Knoblauchkröte *Pelobates fuscus fuscus* LAURENTI 1768

Familie BUFONIDAE (Echte Kröten)
- Erdkröte *Bufo bufo bufo* L. 1758
- Wechselkröte *Bufo viridis viridis* LAURENTI 1768

Familie HYLIDAE (Laubfrösche)
- Laubfrosch *Hyla arborea arborea* L. 1758

Familie RANIDAE (Echte Frösche)
- Balkan-Moorfrosch *Rana arvalis wolterstorffi* FEJÉRVÁRY 1919
- Springfrosch *Rana dalmatina* BONAPARTE 1840
- Grasfrosch *Rana temporaria temporaria* L. 1758
- Seefrosch *Rana ridibunda ridibunda* PALLAS 1771
- Teichfrosch *Rana esculenta* L. 1758

Ergebnisse

• Amphibienarten am Untersuchungsgewässer

Am Endelteich wurden im Laufe von neun Untersuchungsjahren (1986-1987, 1989-1995) elf heimische Amphibienarten und der hybride Teichfrosch (*Rana esculenta*) registriert (Tab. 1). Zusätzlich wurden einzelne ausgesetzte Individuen vom Krallenfrosch (*Hymenochirus sp.*, Pipidae) (SCHRAMM 1992) und der Chinesischen Rotbauchunke (*Bombina orientalis*) gefunden (ENDEL 1989).

• Fangzahlen

Insgesamt wurden in den neun Untersuchungsjahren 57.528 Amphibienfänge registriert. Die jährlichen Gesamtfangzahlen aller Taxa schwankten zwischen 1.935 Tiere (1993) und 13.793 im Jahr 1989 (Tab. 2-4).

Die Fangzahlen der meisten Amphibienarten nahmen im Laufe der Untersuchungsjahre ab. Um die Schwankungen der Fangzahlen aller Amphibienarten und des Taxons „Braunfrösche" vergleichen zu können, wurde das Jahr 1986 mit 100% angenommen, die Fänge der anderen Jahre sind Prozentanteile dieses Wertes (Abb. 1).

Ein genereller Trend der Populationsschwankungen aller Arten über den gesamten Untersuchungszeitraum kann mit der Rangkorrelation nach Kendall aufgezeigt werden. Dazu werden die einzelnen Untersuchungsjahre mit der Fangzahl im jeweiligen Jahr korreliert (Tab. 5). Nur bei Donaukammolch, den Braun- und Wasserfröschen nahmen die Populationen im Laufe der Untersuchung zu (Korrelationskoeffizient positiv). Alle anderen Arten wiesen Populationsrückgänge auf (Korrelationskoeffizient negativ) (JEHLE & HÖDL 1996).

Tabelle 2: Fangzahlen der am Endelteich vorkommenden Urodela und die Gesamtfangzahlen aller Amphibientaxa in den Untersuchungsjahren 1986-1987, 1989-1995.
g/t = gesamt, m = männlich, w/f = weiblich, juv = juvenil, ad/sa = adult und subadult, ? = unbekannt.

Numbers of captures of the Urodela and all amphibian taxa at the Endelteich in the years 1986-1987 and 1989–1995.
g/t = total, m = male, w/f = female, juv = juvenile, ad/sa = adult/subadult, ? = unknown.

Art/species		1986	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Fangzahlen/captures	g/t	7.982	8.498	13.793	11.815	5.247	2.846	1.935	3.163	2.249
Triturus dobrogicus	m	128	226	74	64	94	57	51	35	28
	w/f	133	188	76	58	92	63	67	65	42
	juv	40	119	241	643	1.203	675	123	575	870
	ad/sa	248	468	154	148	243	228	293	125	158
	g/t	288	587	395	791	1.446	903	416	700	1.028
Triturus vulgaris	m	?	1.323	667	511	147	62	33	40	15
	w/f	?	1.609	794	813	234	69	47	43	20
	juv	1.003	1.044	10.357	8.541	985	412	36	625	185
	ad/sa	2.938	2.987	1.574	1.491	405	202	148	90	47
	g/t	3.941	4.031	11.931	10.032	1.390	614	184	715	232

Tabelle 3: Fangzahlen aller am Endelteich vorkommenden Anura ohne Ranidae in den Untersuchungsjahren 1986-1987, 1989-1995. m = männlich, w/f = weiblich, juv = juvenil, ad/sa = adult und subadult, g/t = gesamt, ad = adult, sa+? = subadulte und nicht zuordenbare ad/sa Tiere, * = nicht getrennt ermittelt, ** = 1990 39 Wechselkröten ausgesetzt, ? = unbekannt.

Numbers of captures of all anurans except Ranidae at the Endelteich pond in the years 1986-1987 and 1989-1995. m = male, w/f = female, juv = juvenile, ad/sa = adult/subadult, g/t = total, ad = adult, sa+? = subadult and not classified animals, * = not separately classified, ** = 1990 39 individuals of *Bufo viridis* released, ? = unknown.

Art/species		1986	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Bombina bombina	ad	?	*	208	81	63	92	157	109	121
	sa+?	?	*	0	6	1	45	22	12	27
	juv	4	6	30	3	268	42	30	113	11
	ad/sa	288	587	208	87	64	137	179	121	148
	g/t	294	593	238	90	332	179	209	234	159
Pelobates fuscus	m	1.406	940	338	101	48	99	265	288	247
	w/f	523	377	175	82	57	64	129	281	274
	juv	186	562	148	318	1.692	859	553	236	103
	ad/sa	1.997	1.508	521	183	105	203	434	570	521
	g/t	2.183	2.070	669	501	1.800	1.062	987	806	624
Bufo bufo	m	?	110	6	0	5	6	5	2	3
	w/f	?	30	7	1	0	0	6	4	3
	juv	6	4	32	7	0	0	0	1	0
	ad/sa	320	150	14	1	6	7	11	7	8
	g/t	326	154	46	8	6	7	11	8	8
Bufo viridis	m	?	7	1	47**	0	0	0	0	0
	w/f	?	3	1	9**	0	0	0	0	0
	juv	3	12	2	0	0	0	0	0	0
	ad/sa	68	10	3	57**	0	0	0	0	0
	g/t	71	22	5	57**	0	0	0	0	0
Hyla arborea	m	102	32	43	1	0	3	9	4	?
	w/f	44	31	28	0	3	6	2	2	?
	juv	0	0	2	2	7	2	0	1	0
	ad/sa	159	65	90	1	3	11	14	7	1
	g/t	159	65	93	3	10	13	14	8	1

Donaukammolch (*Triturus dobrogicus*)

Der Donau-Kammolch wurde anhand seiner Bauchzeichnung individuell erfaßt. Die Population nahm insgesamt gesehen im Laufe der Jahre zu (Tab. 2, Abb. 1, Tab. 5). Die Adultpopulation blieb weitgehend stabil, während die Anzahl der Juvenilen höhere Schwankungen aufwies (Tab. 2, Abb. 1, ELLINGER & JEHLE 1997).

Teichmolch (*Triturus vulgaris*)

Die Population des Teichmolches war 1989 mit 11.931 und 1990 mit 10.032 Fängen hauptsächlich aufgrund der hohen Zahl von juvenilen Tieren sehr groß (Tab. 2, Abb. 1). Ab 1992 lagen die Fangzahlen unter 10% des Wertes von 1989 (Abb. 1). Die Abnahme der Fänge über den gesamten Untersuchungszeitraum ist mittels statistischem Test belegbar (Spearman-Rangkorrelation: $r_s = 0{,}783$, $n = 9$, $p = 0{,}05$). Ab 1989 gab es bei weitem mehr Juvenile als Adulte.

Tabelle 4: Fangzahlen der am Endelteich vorkommenden Ranidae in den Untersuchungsjahren 1986-1987, 1989-1995.
m = männlich, w/f = weiblich, juv = juvenil, ad/sa = adult und subadult, g/t = gesamt, ? = unbekannt, - = Juvenile nicht oder nur z. T. auf Artniveau bestimmt, — = nicht oder nur z.T. auf Artniveau bestimmt.

Number of captures of ranid frogs at the Endelteich in the years 1986-1987 and 1989-1995.
m = male, w/f = female, juv = juvenile, ad/sa = adult/subadult, g/t = total, ? = unknown, - = species status of juveniles not or only partly determined, — = species status not or only partly determined.

Art/species		1986	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Braunfrösche	m	131	210	31	71	17	20	20	24	26
Rana sp.	w/f	50	174	67	57	5	16	27	22	34
brown frogs	juv	277	342	271	196	75	9	46	450	37
	ad/sa	442	633	132	131	39	58	56	53	111
	g/t	719	975	403	327	114	67	102	503	148
Rana arvalis	m	52	69	2	0	0	2	1	0	2
wolterstorffi	w/f	28	21	3	0	0	6	0	1	1
	juv	44	13	–	0	7	–	0	–	–
	ad/sa	188	181	5	0	0	12	1	1	18
	g/t	232	194	–	0	7	–	1	–	–
Springfrosch	m	19	29	20	65	17	16	17	22	16
Rana dalmatina	w/f	3	23	57	55	5	8	19	16	10
	juv	4	–	–	187	11	–	41	–	–
	ad/sa	32	58	102	123	39	40	43	43	59
	g/t	36	–	–	310	50	–	84	–	–
Rana temporaria	m	58	111	8	6	0	2	2	2	8
	w/f	19	129	7	2	0	2	8	5	23
	juv	24	8	–	3	51	–	5	–	–
	ad/sa	217	382	22	8	0	6	12	9	34
	g/t	241	390	–	11	51	–	17	–	–
Wasserfrösche	m	1	?	1	1	9	1	8	4	10
Rana sp.	w/f	0	?	1	1	0	0	2	3	12
waterfrogs	juv	0	0	6	4	139	0	0	182	0
	ad/sa	1	1	7	2	10	1	12	7	52
	g/t	1	1	13	6	149	1	12	189	52
Rana ridibunda	m	1	?	—	1	6	0	—	—	—
	w/f	0	?	1	1	0	0	—	—	—
	juv	0	0	—	4	119	0	—	—	—
	ad/sa	1	1	1	2	6	0	—	—	—
	g/t	1	1	1	6	125	0	—	—	—
Rana esculenta	m	0	0	—	0	3	1	—	—	—
	w/f	0	0	—	0	0	0	—	—	—
	juv	0	0	—	0	20	0	—	—	—
	ad/sa	0	0	—	0	3	1	—	—	—
	g/t	0	0	—	0	24	1	—	—	—

Nur 1993 lagen die Jungtiere mit 36 Fängen unter die Zahl der Adulten. Das Geschlechterverhältnis betrug 1:1,6 bis 1:1,1 zugunsten der Weibchen. Die Adulten und Subadulten verzeichneten 1986 und 1987 ihre höchsten Fangzahlen, die nachfolgend kontinuierlich zurückgingen (Abb. 1).

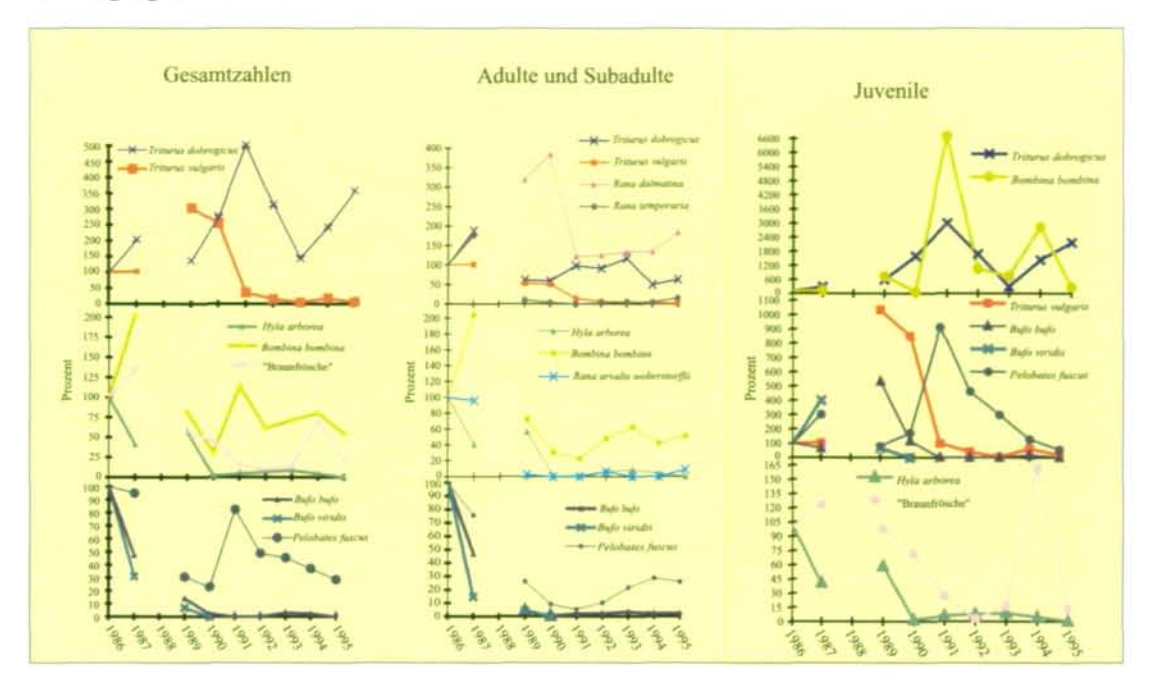


Abb. 1: Vergleich der relativen Gesamtfangzahlen, der relativen Fangzahlen der adulten/subadulten und der Juvenilen aller am Endelteich vorkommender Amphibienarten und der „Braunfrösche" im Verlauf der Untersuchungsjahre, Angaben in Prozent des Jahres 1986.

Comparison of relative capture numbers of the total populations, adults/subadults and juveniles of all amphibian species and „brown frogs"("Braunfrösche") at the Endelteich during the study years, in percentage of 1986.

Rotbauchunke (*Bombina bombina*)

Die höchste Gesamtfangzahl bei den Rotbauchunken wurden 1987 ermittelt. Sie setzte sich vor allem aus adulten und subadulten Tieren zusammen (Tab. 3, Abb. 1). Die wenigsten Rotbauchunken wurde 1990 gefangen. Bei den Adulten erreichten die Fänge 1989 den höchsten Wert, bei den Juvenilen 1991. Die Jungtiere zeigten stärkere Schwankungen als die Adulten (Abb. 3g). Mit Ausnahme zweier Jahre waren stets mehr Fänge von Adulttieren als von Juvenilen zu verzeichnen. Nur 1991 gab es mehr juvenile Unken als adulte, im Jahr 1994 waren die Fangzahlen etwa gleich hoch (Tab. 3, Abb. 1). Der Korrelations-Koeffizient nach Kendall beträgt für die Daten ab 1990 +0,07, was auf einen leicht zunehmenden Trend hinweist. Für den Gesamtzeitraum ist er hingegen negativ und zeigt dadurch eine generelle Abnahme der Fangzahlen an (Tab. 5).

Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*)

Die Knoblauchkröte wurde mit Hilfe ihrer Rückenzeichnung individuell erfaßt. Die Gesamtfangzahlen nahmen im Laufe der Jahre ab (Tab. 3, Abb. 1, Tab. 5, WIENER 1997a).

Tab.5: Korrelationskoeffizient (KENDALLS Tau) der Populationsgröße mit den Untersuchungsjahren für alle Amphibien des Endelteiches (nach JEHLE & HÖDL 1996).
τ = Korrelationskoeffizient

Correlation coefficient (KENDALL) of the population size with the study years for all amphibians of the Endelteich pond (after JEHLE & HÖDL 1996).
τ = correlation coefficient, Wasserfrösche = water frogs.

Art/species	τ	Art/species	τ	Art/species	τ
Triturus dobrogicus	+0,21	*Bufo bufo*	-0,46	*Rana a. wolterstorffi*	-0,23
Triturus vulgaris	-0,61	*Bufo viridis*	-0,83	*Rana dalmatina*	-0,04
Bombina bombina	-0,39	*Hyla arborea*	-0,56	*Rana temporaria*	-0,22
Pelobates fuscus	-0,39	Wasserfrösche	+0,53		

Erdkröte (*Bufo bufo*)

Ab 1990 sanken die Fangzahlen der Erdkröten unter 5% des Wertes des Jahres 1986 (Abb. 1). Nur 1989 und 1990 wurden mehr Juvenile als Adulte gefangen, 1991 bis 1993 und 1995 wurden keine Fänge junger Erdkröten verzeichnet (Tab. 3, Abb. 1). Bei Hochrechnung von sechs Jahren (bis 1992) zeigt sich eine starke Abnahme der Gesamtfangzahlen (Spearman-Rangkorrelation: $r_s = 0{,}943$, $n = 6$, $p < 0{,}01$), bei Hochrechnung von sieben Untersuchungsjahren (bis 1993) ist der Rückgang nicht signifikant ($p > 0{,}05$, $r_s = 0{,}75$, $n = 7$).

Wechselkröte (*Bufo viridis*)

Im ersten Untersuchungsjahr wurden 71 Wechselkröten gefangen, 1989 sank die Fangzahl auf fünf Tiere. Obwohl 1990 39 Wechselkröten innerhalb des Fangzaunes des Endelteiches ausgesetzt und nicht mehr eingesammelt wurden, suchte ab 1991 kein Individuum dieser Art den Tümpel auf (Tab. 3, Abb. 1).

Laubfrosch (*Hyla arborea*)

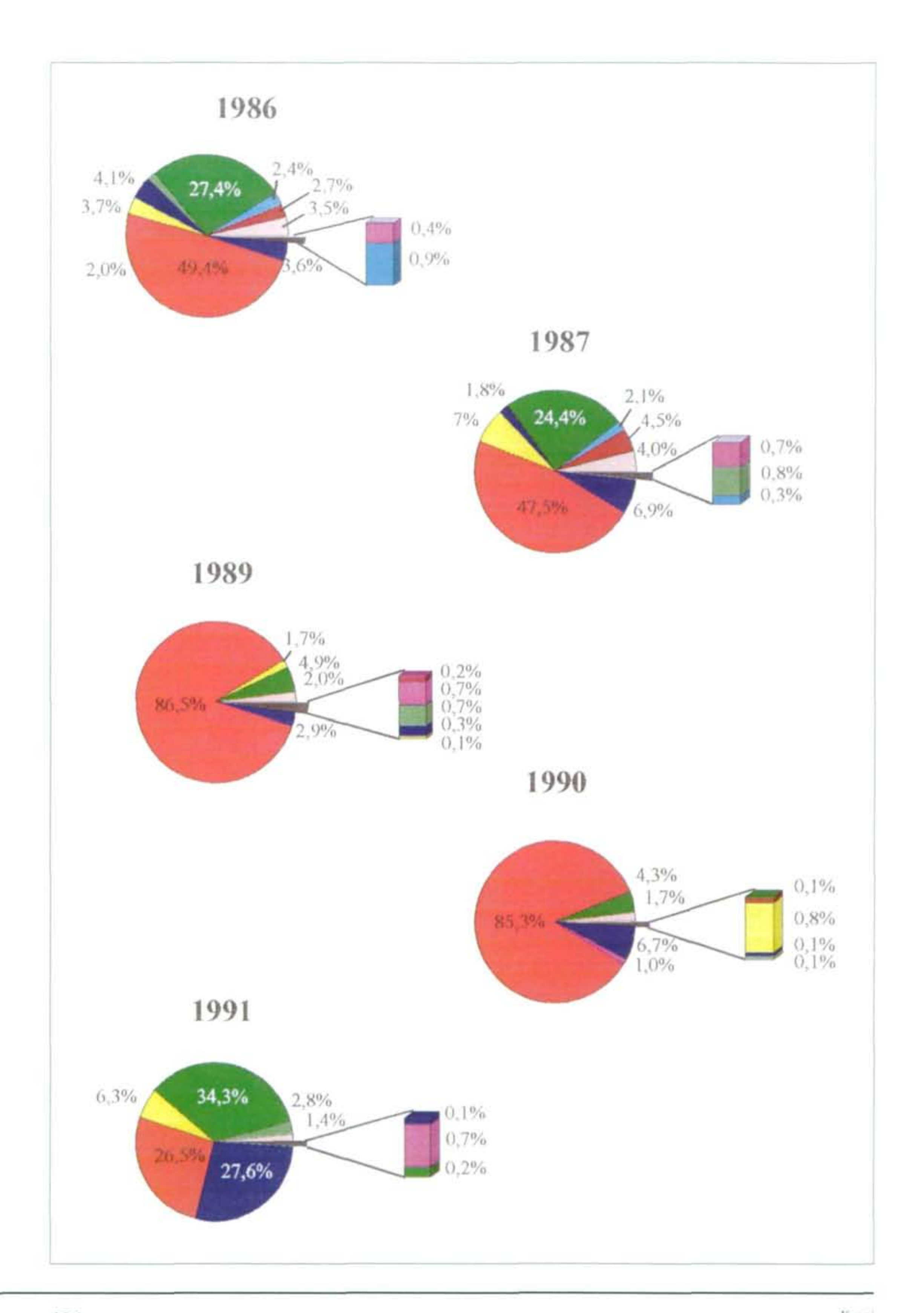
Die Fangzahlen der Laubfrösche waren in den ersten drei Untersuchungsjahren gegenüber allen folgenden Jahren sehr hoch (Tab. 3, Abb. 1). Der negative Kendall-Koeffizienten belegt den rückläufigen Trend (Tab. 5).

Balkan-Moorfrosch (*Rana arvalis wolterstorffi*)

Die Fangzahlen der adulten und subadulten Balkan-Moorfrösche waren 1986 und 1987 hoch, ab 1989 sanken sie auf unter 5% des Wertes von 1986 (Abb. 1, Tab. 5). Kein einziger Balkan-Moorfrosch wurde 1990 und 1991 registriert. In den Jahren 1993 und 1994 wurde jeweils nur ein Tier gefangen, 1995 wurden 18 Fänge notiert (Tab. 4).

Springfrosch (*Rana dalmatina*)

Bei den Springfröschen verzeichneten die Adulten und Subadulten im Jahr 1986 ihren Tiefststand mit 36 Fängen. Die maximale Fangzahl wurde 1990 erreicht (Tab. 4, Abb. 1). Der Kendall-Koeffizient liegt nahe bei Null, was bedeutet, daß die Population keinen Trend der Zu- oder Abnahme über den gesamten Untersuchungszeitraum zeigte (Tab. 5). In sieben Untersuchungsjahren wurden zum Teil beträchtlich mehr Männchen als Weibchen gefangen, nur 1989 und 1993 überwog die Zahl der Weibchen (Tab. 4). Das Geschlechterverhältnis Männchen zu Weibchen schwankte zwischen 6,3:1 und 1:2,9.


1986
4,1%
27,4%
2,4%
2,7%
3,7%
3,5%
0,4%
0,9%
2,0%
49,4%
3,6%
1987
1,8%
2,1%
7%
24,4%
4,5%
4,0%
0,7%
0,8%
0,3%
47,5%
6,9%
1989
1,7%
4,9%
2,0%
0,2%
0,7%
0,7%
0,3%
86,5%
2,9%
0,1%
1990
4,3%
0,1%
1,7%
0,8%
85,3%
6,7%
0,1%
1,0%
0,1%
1991
6,3%
34,3%
2,8%
1,4%
0,1%
0,7%
26,5%
27,6%
0,2%

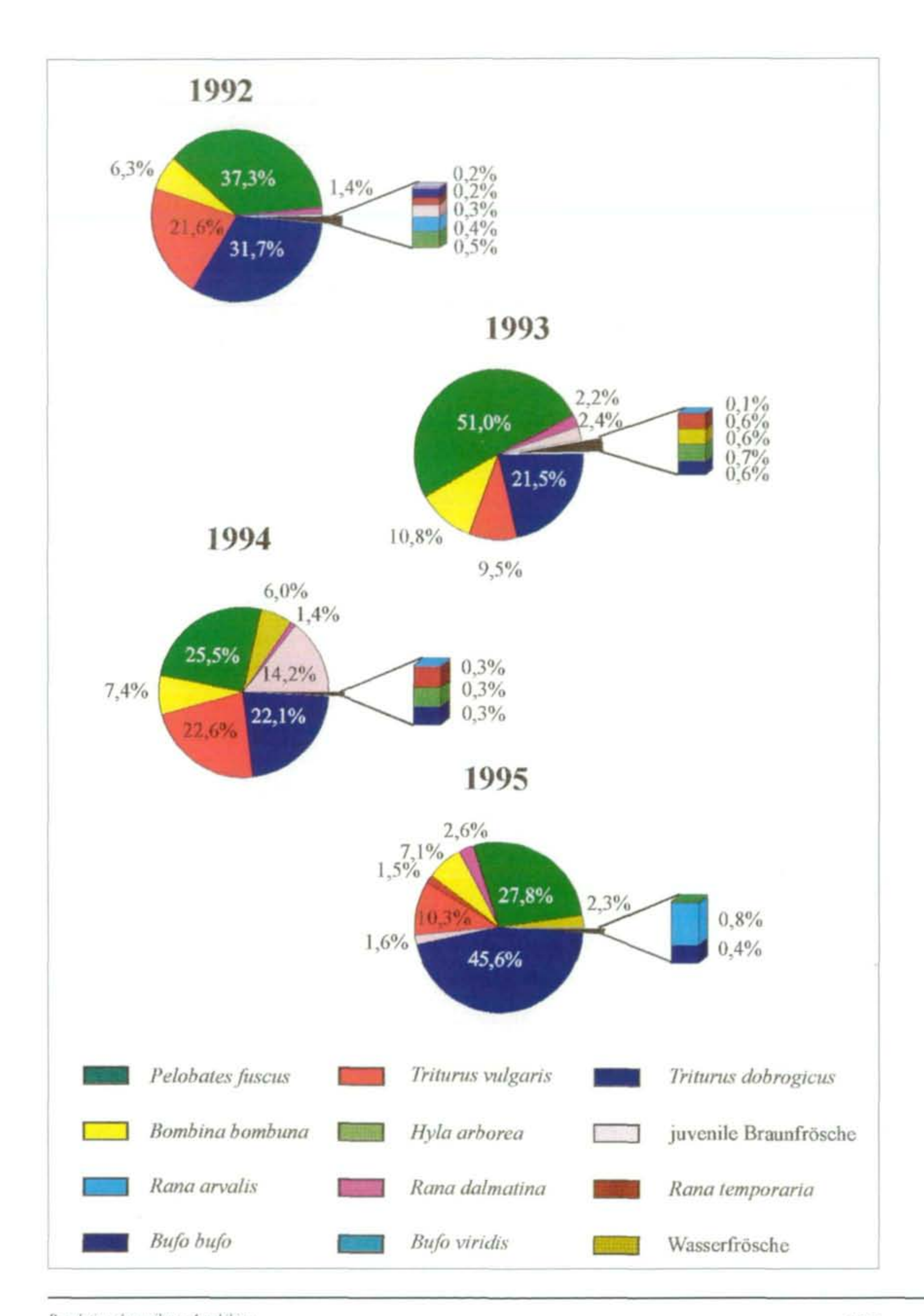

1992
6,3%
37,3%
1,4%
0,2%
0,2%
0,3%
0,4%
0,5%
21,6%
31,7%
1993
51,0%
2,2%
2,4%
0,1%
0,6%
0,6%
0,7%
0,6%
21,5%
10,8%
9,5%
1994
6,0%
1,4%
25,5%
14,2%
7,4%
0,3%
0,3%
0,3%
22,1%
22,6%
1995
2,6%
7,1%
1,5%
27,8%
2,3%
10,3%
0,8%
1,6%
0,4%
45,6%
Pelobates fuscus
Triturus vulgaris
Triturus dobrogicus
Bombina bombina
Hyla arborea
juvenile Braunfrösche
Rana arvalis
Rana dalmatina
Rana temporaria
Bufo bufo
Bufo viridis
Wasserfrösche

Abb. 2: Amphibientaxa am Endelteich, ein Vergleich aller Untersuchungsjahre. Angaben in Prozent der Gesamtfänge. Taxa mit Anteilen unter 0,05 % scheinen nicht auf.

Amphibian taxa at the Endelteich, a comparison of all study years. In percentage of total captures. Braunfrösche = brown frogs, Wasserfrösche = green frogs. Taxa with percentages below 0,05 % are not shown.

Grasfrosch (*Rana temporaria*)

In den ersten beiden Untersuchungsjahren waren die Fangzahlen der adulten und subadulten Grasfrösche am größten. Ab 1989 sanken die Fänge auf unter 10% des Wertes von 1987 (Tab. 4, Tab. 5, Abb. 1). Im Jahr 1991 wurden keine adulten und subadulten Grasfrösche gefangen, danach nahmen die Fangzahlen wieder zu (Tab. 4, Abb. 1). Meist wurden etwa gleich viele Männchen wie Weibchen in den Fallen registriert. Im Jahr 1990 wurden dreimal so viele Männchen wie Weibchen gefangen, 1995 war das Geschlechterverhältnis umgekehrt.

Wasserfrösche (Grünfrösche)

Die höchsten Fangzahlen der Wasserfrösche wurden 1991 und 1994 erreicht, wobei in beiden Jahren der Anteil der Juvenilen an den Gesamtfängen über 90 % betrug (Tab. 4). Über den gesamten Untersuchungszeitraum war die Population zunehmend (Kendall-Koeffizient positiv, Tab. 5).

Vergleich der Untersuchungsjahre 1986-1987 und 1989-1995

In der prozentuellen Zusammensetzung der Arten kam es zu dramatischen Veränderungen sowohl in der Rangfolge der dominierenden Arten als auch in der Größe der Anteile an den Gesamtfängen eines Jahres (Abb. 2).

1986 bestand die Hälfte der Gesamtfangzahlen aus Teichmolchen, etwa ein Viertel aus Knoblauchkröten. Die restlichen Amphibien wiesen Werte unter 10% auf. Die Prozentanteile des Springfrosches und der Wechselkröte lagen unter 1%. Der Anteil der Wasserfrösche betrug weniger als 0,05% und scheint deshalb in der Grafik nicht auf. Alle zwölf je am Endelteich nachgewiesenen Taxa waren vorhanden, wobei die juvenilen Braunfrösche als eigene Kategorie gezählt wurden.

1987 waren die Fangzahlen der zwölf Taxa ähnlich verteilt wie im Vorjahr.

1989 waren 86,5% der Fänge Teichmolche. Die Anteile der Fangzahlen aller anderen Arten lagen unter 5%, sieben davon jeweils unter 1%. Es waren alle zwölf Taxa vertreten.

1990 sah die Verteilung ähnlich aus wie im Vorjahr mit 85,3% der Teichmolch- Fänge. Nur der Anteil des Donaukammolches an den Gesamtfängen lag über 5%, die der restlichen Arten unter 5%. Es wurden keine Balkan-Moorfrösche gefangen. Ohne Berücksichtigung der ausgesetzten Wechselkröten (Tab. 3, Kap. „Auswertung") wurden in diesem Jahr neun Taxa gefangen.

1991 verzeichnete die Knoblauchkröte über ein Drittel aller Fänge. An zweiter Stelle lag der Donaukammolch mit einer etwas höheren Fangzahl als der Teichmolch, der in diesem Jahr nur noch ein Viertel der Gesamtfänge ausmachte. Ab 1991 fehlte die Wechselkröte gänzlich, Balkan-Moorfrosch und Grasfrosch wurden nicht gefangen. Es waren wie im Vorjahr neun Taxa vertreten.

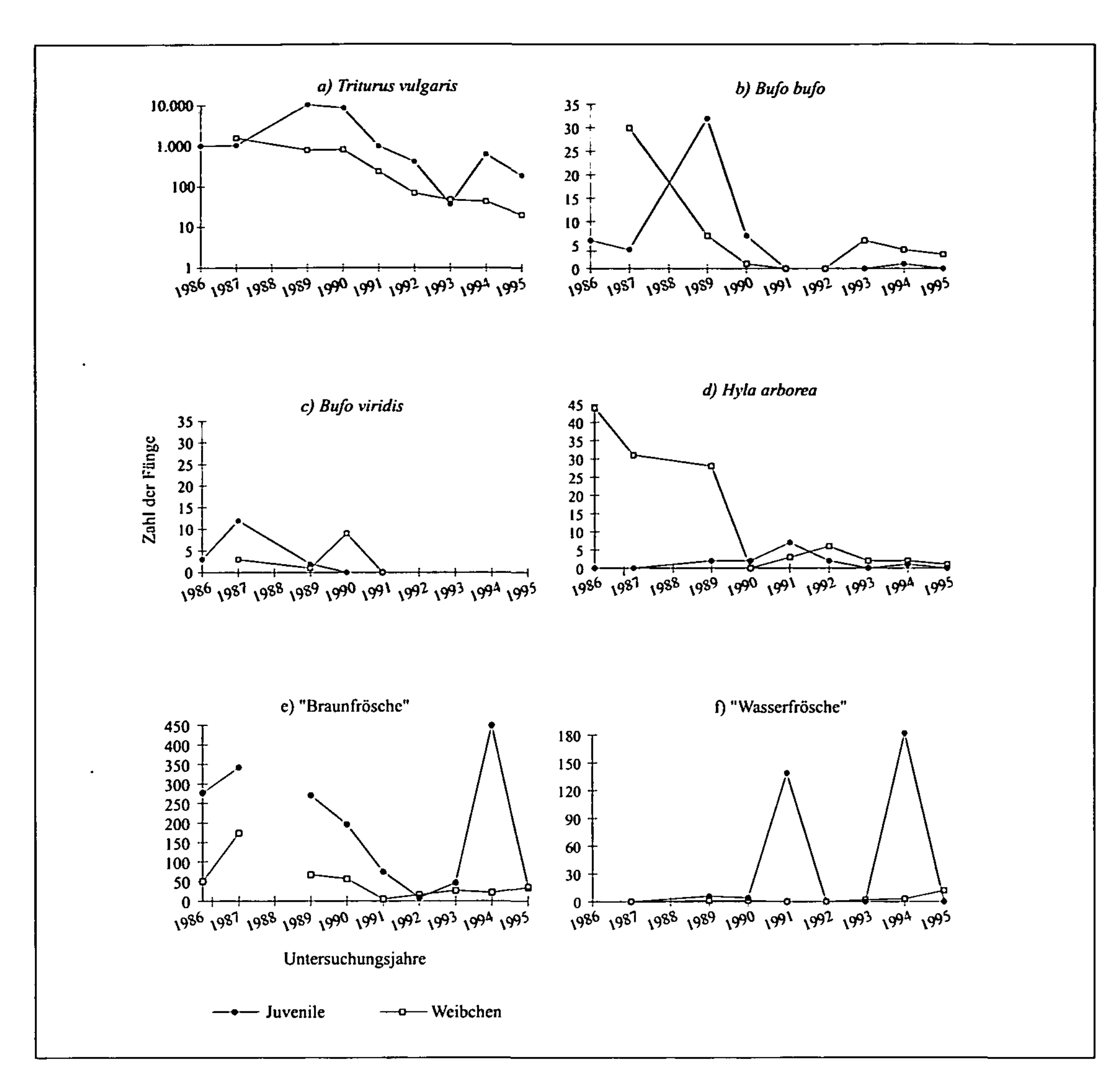


Abb. 3: Fangzahlen von Juvenilen und Weibchen von a) Teichmolch, b) Erdkröte, c) Wechselkröte, d) Laubfrosch, e) „Braunfröschen" und f) „Wasserfröschen" von 1986 bis 1995. Angaben in Fangzahlen, beim Teichmolch logarithmische Skala.

Comparison of captures of juveniles and females of a) smooth newt, b) common toad, c) green toad, d) European tree frog, of e) „brown frogs" and f) „green frogs" from 1986 to 1995. In capture numbers, logarithmic scale for the smooth newt.

1992 war der Hauptanteil der Fangzahlen, ähnlich wie 1991, auf dieselben drei Arten verteilt, nur nahmen die Prozentanteile der Fänge des Donaukammolches zu und die des Teichmolches ab. Es wurden elf Taxa gefangen. Bei sechs Taxa machten die Anteile unter 1% aus.

1993 verzeichnete die Knoblauchkröte knapp über die Hälfte aller Fänge, der Donaukammolch machte fast ein Viertel aus. Die Fänge der Rotbauchunke betrugen knapp über 10%, die übrigen Taxa wiesen Anteile unter 10% auf. Insgesamt waren elf Taxa vertreten.

1994 entfiel auf die Knoblauchkröte über ein Viertel, auf Donaukammolch und Teichmolch je etwas weniger als ein Viertel der Gesamtfangzahlen dieses Jahres. Die anderen acht Taxa lagen unter 10%.

1995 bestand etwa die Hälfte aller Fänge aus Donaukammolchen, etwas mehr als ein Viertel aus Knoblauchkröten. Nur die Fangzahl des Teichmolches lag knapp über 10%, alle anderen darunter. Die Anteile der Erdkröte, des Laubfrosches und des Balkan-Moorfrosches betrugen unter 1%. Es waren wie im Vorjahr elf Taxa vorhanden.

Die prozentualen Verteilungen der Jahre 1986, 1987, 1993 und 1995 weisen Ähnlichkeiten auf. Dabei verzeichnete jeweils eine Art etwa 50% der Fänge, die numerisch zweitstärkste etwa ein Viertel. Die dominanten Arten variierten im Laufe der Jahre. In den ersten beiden Untersuchungsjahren war der Teichmolch am stärksten vertreten, am zweithäufigsten die Knoblauchkröte. 1993 bestanden etwa die Hälfte der Fänge aus Knoblauchkröten und etwa ein Viertel aus Donaukammolchen, 1995 war die Verteilung umgekehrt. Der Teichmolch dominierte 1989 und 1990 mit über 85% der Gesamtfänge deutlich als einzige Art. In den Jahren 1991, 1992 und 1994 kam es zu einer annähernd gleichmäßigen Aufteilung von über 70% der Fangzahlen auf die drei Arten Knoblauchkröte, Donaukammolch und Teichmolch, wobei der Prozentanteil der Fänge der Knoblauchkröte die der anderen zwei Arten übertraf. Die Zahl der Taxa, deren Anteil an den Fängen weniger als 1% ausmachten, ist von drei im Jahre 1986 auf sieben (1989 und 1990) gestiegen, sank danach wieder auf drei im Jahr 1995 ab. Die Taxa mit Anteilen über 1% sanken dementsprechend von neun auf vier bis sechs in den Jahren 1989 bis 1993 und stiegen in den Folgejahren auf acht an.

• Die Beziehung von Weibchen- und Juvenilenzahlen

Die Schwankungen der Fangzahlen der Weibchen und Juvenilen sind für einige der am Endelteich vorkommenden Taxa dargestellt (Abb. 3). Nur beim Teichmolch und der Wechselkröte korrelierten die Fangzahlen von Weibchen und Juvenilen positiv, daß heißt, wenn wenige Weibchen gefangen wurden, wanderten wenige Jungtiere aus. Bei allen anderen Arten lieferte die Anzahl der Weibchen keinen Hinweis auf die Anzahl der (zu erwartenden) Nachkommen (Tab. 6).

• Zuwanderung zum Laichgewässer

Als Beginn der Laichwanderung gilt jener Termin, an dem das erste Individuum der jeweiligen Art am Fangzaun registriert wurde. Im Jahr 1986 wurde am 21. März mit den Kontrollen begonnen, zu einem Zeitpunkt, als die Wanderung der Amphibien bereits eingesetzt hatte (Tab.

Tabelle 6: Rangkorrelation nach Spearman für die Anzahl der Weibchen und Juvenilen.
* Adulte und Juvenile, r_s = Korrelationskoeffizient, n = Anzahl der verglichenen Jahre, p = Irrtumswahrscheinlichkeit, n. s.= nicht signifikant bei $p > 0,05$.

Spearman rank correlation for the numbers of females and juveniles.
* adults and juveniles, r_s = correlation coefficient, n = number of compared years, p = error probability, n. s.= not significant for $p > 0,05$.

Art/species	r_s	n	Signifikanz	Art/species	r_s	n	Signifikanz
Triturus vulgaris	+0,786	8	$p < 0,05$	*Hyla arborea*	-0,327	8	n. s.
*Bombina bombina**	-0,121	7	n. s.	**Braunfrösche**	+0,45	9	n. s.
Bufo bufo	+0,521	8	n. s.	**Wasserfrösche**	+0,131	7	n. s.
Bufo viridis	+1	9	$p < 0,001$				

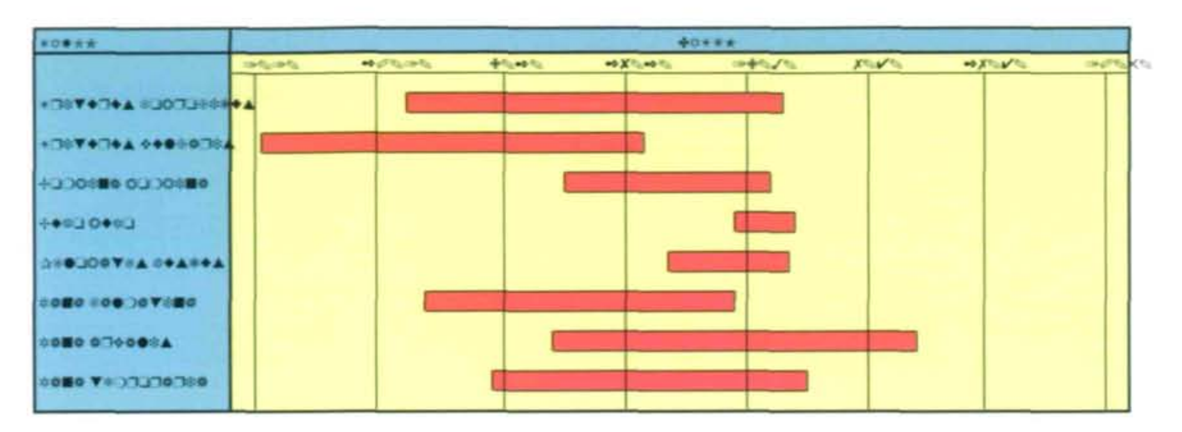


Abb. 4: Beginn der Zuwanderung aller quantitativ am Fangzaun des Endelteiches erfaßbaren Amphibienarten in den Jahren 1987 und 1989-1995.

Beginning of the immigration to the Endelteich of all quantitativly recordable amphibian species for the years 1987 and 1989-1995.

7). Mit Ausnahme von 1991 wanderten einige Arten bereits im Jänner und Februar zu. Teichmolch, Donaukammolch und Balkan-Moorfrosch wiesen mit zwei Monaten die größte Spannweite des Zuwanderbeginns auf (Abb. 4). Springfrosch und Grasfrosch zeigten eine Streuung des Einsetzens der Zuwanderung von eineinhalb Monaten, die Rotbauchunke von etwa einem Monat. In einem Zeitraum von weniger als 3 Wochen lagen die Zuwanderungsdaten der Wechselkröte (10 Tage), der Erdkröte (11 Tage) und der Knoblauchkröte (18 Tage) (Abb. 4). Während von der Knoblauchkröte und der Erdkröte jährliche Daten vorliegen, stehen Zuwanderungstermine der Wechselkröte nur aus 3 Jahren zur Verfügung (Tab. 7).

• Abwanderung der Juvenilen

Die Abwanderung juveniler Amphibien begann am Endelteich Anfang Juni mit den Braunfröschen (Tab. 8). Juvenile Teichmolche wurden ab Mitte Juni am Fangzaun registriert und erreichten mit zweieinhalb Monaten die größte Streuung der Abwanderungstermine (Abb. 5).

Tabelle 7: Zuwanderungsbeginn aller quantitativ am Fangzaun des Endelteiches erfaßbaren Arten in allen Untersuchungsjahren.
* keine Zuwanderer, ** keine Tiere, *** keine Adulten, ° Untersuchungsbeginn: 21. 3. 1986.

Onset of the immigration towards the Endelteich of all quantitatively recordable amphibian species for all study years.
* no immigrants, ** no animals captured, *** no adults, ° start of the study: March 21 1986.

ART/species	1986°	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Triturus dobrogicus	24.03.	16.02.	21.02.	01.03.	09.03.	08.02.	26.01.	02.03.	15.02.
Triturus vulgaris	21.03.	02.01.	21.02.	05.02.	05.03.	08.02.	26.01.	27.01.	15.02.
Bombina bombina	24.03.	25.03.	21.02.	11.03.	20.03.	21.03.	22.03.	23.02.	25.02.
Pelobates fuscus	24.03.	25.03.	12.03.	11.03.	20.03.	21.03.	17.03.	08.03.	18.03.
Bufo bufo	24.03.	25.03.	17.03.	*	21.03.	23.03.	19.03.	22.03.	27.03.
Bufo viridis	24.03.	25.03.	16.03.	**	**	**	**	**	**
Rana a. wolterstorffi	21.03.	18.02.	21.02.	**	**	03.03.	13.04.	01.04.	18.03.
Rana dalmatina	22.03.	21.02.	21.02.	09.02.	05.03.	08.02.	16.03.	27.01.	14.02.
Rana temporaria	24.03.	25.03.	13.03.	03.03.	***	07.02.	19.03.	27.03.	20.03.

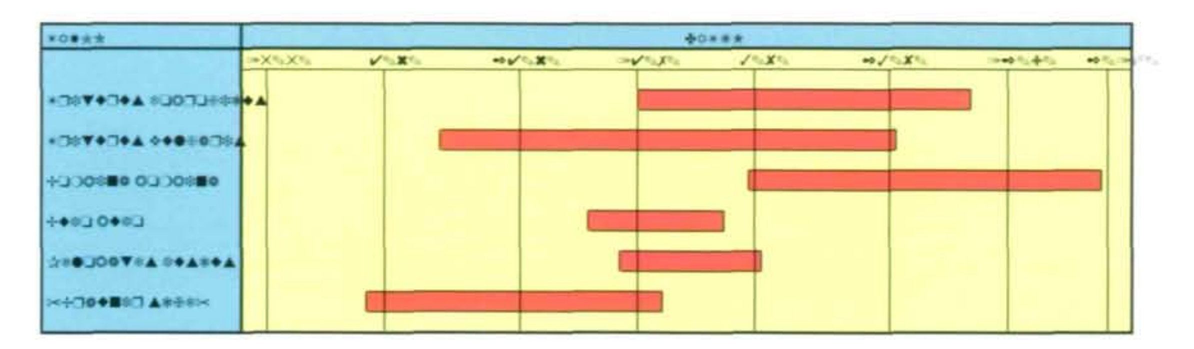


Abb. 5: Abwanderungsbeginn der Juvenilen aller quantitativ am Fangzaun des Endelteiches erfaßbaren Amphibientaxa.

Beginning of the juvenile emigration from the Endelteich of all quantitativly recordable amphibian taxa for all study years.

Die ersten juvenilen Erdkröten und Knoblauchkröten traten Anfang Juli auf. Die Erdkröten hatten mit drei Wochen die geringste Spannweite des Abwanderungsbeginns. Donaukammolche begannen ab Mitte Juli, Rotbauchunken ab Anfang August abzuwandern. Beide Arten wiesen wie die Braunfrösche eine Variationsbreite des Einsetzens der Abwanderung von etwa eineinhalb Monaten auf.

Tabelle 8: Beginn der Abwanderung der Juvenilen aller quantitativ am Fangzaun des Endelteiches erfaßbaren Taxa für alle Untersuchungsjahre.
* keine Juvenilen, ** keine Tiere gefangen, *** nur ein Juveniler im Okt., ? keine Angabe möglich.

Onset of the juvenile emigration of all quantitatively recordable amphibian species of the Endelteich for all study years.
* no juveniles, ** no animals captured, *** only one juvenile in October, ? no data available.

Art	1986	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Triturus dobrogicus	17.07.	26.08.	25.07.	10.08.	25.08.	10.08.	01.09.	08.08.	02.08.
Triturus vulgaris	09.07.	15.07.	03.07.	14.06.	23.07.	16.07.	23.08.	11.07.	15.07.
Bombina bombina	31.08.	04.08.	05.09.	22.09.	14.08.	12.09.	02.09.	11.09.	16.09.
Pelobates fuscus	?	12.07.	20.07.	28.07.	02.08.	29.07.	08.07.	17.07.	16.07.
Bufo bufo	25.07.	04.07.	05.07.	18.07.	*	*	*	***	*
Bufo viridis	16.09.	20.07.	06.06.	**	**	**	**	**	**
Braunfrösche	?	25.06.	07.06.	29.06.	14.07.	12.07.	13.06.	24.06.	01.06.

Diskussion

• Methodische Anmerkungen

Je nach Art des Fangzaunes, dessen Entfernung zum Wasser und der Amphibienart kam es zu unterschiedlichen Erfaßbarkeiten der Tiere. Der Zaun war in den ersten beiden Untersuchungsjahren näher beim Wasser, was zu erhöhten Mehrfachfängen ein und desselben Individuums führte. Das Verhältnis von Fangzahlen zu Individuenzahlen war 1986 und 1987 bei der Knoblauchkröte viel höher als in den Folgejahren (vgl. Kap. „Auswertung"). Amphibien verlassen das Gewässer während der Laichperiode für kurze Zeit und wandern in dessen Umgebung umher (PIMENTEL 1960). Je näher ein Fangzaun am Ufer steht, desto öfter werden solche „umherstreifenden" Amphibien erfaßt.

Zusätzlich wurden 1986 und 1987 zwischen den Fangkübeln angetroffene Tiere notiert und auf der anderen Zaunseite freigelassen. Vor allem bei den Laubfröschen führte dies zu höheren Werten als in jenen Jahren, in denen nur in den Kübeln gefangene Individuen registriert wurden. Im Jahr 1987 wurden 10 von 65 Laubfröschen zwischen den Kübeln aufgefunden. Außerdem war der (Folien-) Fangzaun 1986 und 1987 zum Teil durchlässig (SCHRAMM 1992), wodurch möglicherweise zu niedrige Fangzahlen ermittelt wurden. Die in den ersten beiden Untersuchungsjahren ermittelten Absolutzahlen sind nur als Relativwerte mit den restlichen Jahren vergleichbar.

Die Fangzahlen der Wasserfrösche und Laubfrösche sind mit den Daten der anderen Arten nur bedingt zu vergleichen, weil Seefrösche und z.T. auch Teichfrösche ganzjährig im Gewässer bleiben können (BLAB 1986, GRILLITSCH 1990a, b), Laubfrösche den Fangzaun überwinden und alle drei Arten aus den Kübeln entweichen können (SCHRAMM 1992, WAGERMAIER 1992, WIENER 1995). Somit sind die Fangchancen eher gering einzuschätzen und die Ergebnisse für Beurteilungen der Populationen nur mit Vorbehalt verwertbar. Allerdings ist anzumerken, daß die Fangzahlen der Laubfösche in den ersten drei Untersuchungsjahren gegenüber den anderen Jahren sehr hoch waren (Tab. 2, Abb. 1). Daher kann angenommen werden, daß die Laubfrosch-Population in den ersten drei Jahren sehr groß war. Die Rotbauchunke kann nahe beim Gewässer überwintern (CABELA 1990) und somit zwischen Teich und Zaun bleiben. Deshalb ist es möglich, daß ein wichtiger Teil der Population nicht erfaßt werden konnte.

Aus den methodisch bedingten Schwierigkeiten könnte der starke Rückgang der Zahlen der Laubfrösche resultieren. Die Populationszahlen der Laub- und Wasserfrösche könnte aber auch durch den Fangzaun beeinflußt worden sein, besonders durch den seit 1989 bestehenden Wellplastikzaun. Nur Tiere, die in den Kübeln blieben, wurden auf der anderen Zaunseite freigelassen. Somit stellte der Zaun für jene eine unüberwindliche Barriere dar, die aus den Fallen entweichen konnten, und trennte die Tiere einerseits vom Landlebensraum, andererseits vom Laichgewässer (GREẞLER 1995, ELLINGER pers. Mitt.). Bei einer amerikanischen Studie wurde die Abnahme der Fangzahlen des Königslaubfrosches (*Hyla regilla*) auf die Aufstellung des Fangzaunes zurückgeführt (STORM & PIMENTEL 1954).

• Artenzusammensetzung am Untersuchungsgewässer

Im Gegensatz zu anderen, vergleichbaren Gewässern wies der im ehemaligen Augebiet liegende Endelteich eine sehr diverse Amphibienfauna auf. Von 19 in Österreich vorkommenden Amphibienarten und dem Hybriden *Rana esculenta* (verändert nach CABELA 1982), die alle in der Roten Liste der in Österreich gefährdeten Arten aufscheinen (TIEDEMANN & HÄUPL 1994), wurden elf Arten und der Hybride am Endelteich registriert. Das 2 ha umfassende Tritonwasser liegt 9,5 Donau-Stromkilometer flußabwärts vom Endelteich. Dieser Teich wurde auf der Donauinsel unter Berücksichtigung der ökologischen Ansprüche von Amphibien und Libellen geplant und im März 1990 erstmals befüllt. In den Jahren 1991 und 1992 wurden sechs Amphibienarten beobachtet (CHOVANEC 1993, 1994). Genauso viele Arten wurden maximal in Gewässern der Wachauer Auen (Niederösterreich) gefunden (PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL 1989). In den Donauauen bei Schönau, 30 km stromabwärts vom Endelteich gelegen, wurden im Rahmen einer einwöchigen Kartierung im Juni nur maximal sieben Amphibienarten pro Stillgewässer entdeckt (WARINGER-LÖSCHENKOHL et al. 1986). Alle Amphibienarten des Tritonwassers kommen am Endelteich vor, in der Wachau und bei Schönau wurde der am Endelteich nicht erfaßte *Triturus cristatus* (Kammolch) registriert (WARINGER-LÖSCHENKOHL et al. 1986, PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL 1989). Bei der Kartierung in Schönau wurde nur Laich nachgewiesen, aufgrund dessen ein Unterscheidung zwischen *T. cristatus* und *T. dobrogicus* nicht möglich ist. Bei den Kammolchen in der Wachau wurde wahrscheinlich nicht zwischen *T. cristatus* und *T. dobrogicus* differenziert.

Im Überschwemmungsgebiet der oberen Rhône in Frankreich wurde der artenreichste Teich mit sechs Taxa, d.h. fünf Amphibienarten und dem Taxon Wasserfrösche, beschrieben. Allerdings wurde das Gebiet nur zwei- bis viermal im Frühjahr nach Amphibien abgesucht. Insgesamt kommen 14 Taxa in der oberen Rhône-Region vor (JOLY 1992).

Der Endelteich wurde wahrscheinlich von ehemals aubewohnenden Amphibien als Ersatzlebensraum angenommen, nachdem das Überschwemmungsgebiet durch den Bau der Donauinsel zerstört worden war (SCHRAMM 1992, JEHLE 1996, MICHLMAYR 1997). Neben diesen Arten siedelten sich Amphibien wie die Wechselkröte und die Knoblauchkröte an, die trockenere Lebensräume tolerieren oder bevorzugen, wodurch eine große Artenvielfalt entstand. Die Pionierart Wechselkröte hat wahrscheinlich schon kleine Lacken besiedelt, die durch die Bauarbeiten an der Donauinsel entstanden waren. Bei den Arbeiten zum Marchfeldkanal wurden Wechselkröten angetroffen, sobald sich seichte Wasserstellen halten konnten (KARL mündl. Mitt. nach CABELA & GIROLLA 1994). Mit Ausnahme des Grasfrosches wird für die am Endelteich registrierten Arten ein planares bis planar-montanes Vorkommen angegeben (CABELA 1982), was zur Lage des Untersuchungsgewässers paßt. Der collin bis subalpin vorkommende Grasfrosch wurde auch im Bereich Korneuburg-Stockerau (Niederösterreich) gefunden (PINTAR & STRAKA 1990).

• Populationsentwicklungen am Untersuchungsgewässer

Die Fangzahlen der Amphibien des Endelteiches schwankten im gesamten Untersuchungszeitraum stark und nahmen bei den meisten Arten im Laufe der Jahre ab (Abb. 1, Tab. 2-3). Die fortschreitende Sukzession der Vegetation des Endelteiches und seines Ufers (ROTTER 1997)

dürfte einen großen Einfluß auf den Amphibienbestand, die Artenvielfalt und -zusammensetzung gehabt haben. In verschiedenen Studien wird die Sukzession des Lebensraumes für Änderungen in der Amphibienfauna verantwortlich gemacht (BEEBEE 1975, BURY 1983, KMINIAK 1986, JOLY 1992, KUZMIN 1994). Die Sukzession wirkte sich nachteilig auf die Bestände von Teichmolch, Wechselkröte, Laubfrosch und Moorfrosch aus. Zunehmende Beschattung und die Verringerung der Freiwasserzone könnten ein Sinken der Populationszahlen dieser sonnenliebenden Arten bewirkt haben (siehe KOGOJ 1997). Wechselkröten und in geringerem Ausmaß Laubfrösche sind Pionierarten, die sich rasch auf neuen Standorten etablieren, aber ebenso schnell wieder verschwinden (JOLY 1992, GRUBER et al. 1994). Die Strukturausstattung des Endelteiches paßte gut zum Laichplatzschema von Rotbauchunken und Springfröschen (siehe KOGOJ 1997), die relativ stabile Populationen aufwiesen. Die beiden Arten sind toleranter gegenüber der zunehmenden Verkrautung und Beschattung des Gewässers. Erdkröten hingegen bevorzugen größerer und tiefere Gewässer (VIERTEL 1980 nach KOLLAR 1990, GROSSE 1994) oder Gewässerverbunde (KUHN 1993), wodurch ihre Anzahl am Endelteich möglicherweise so rasch abnahm. Das trockene, busch- und baumlose Teichumland bot für Moorfrösche, Grasfrösche, Laubfrösche und Erdkröten kein geeignetes Sommerhabitat, fehlende Wanderkorridore könnten eine weitere wichtige Ursache für den Bestandsrückgang sein (JEHLE 1996). Bei einer niederländischen Studie zeigte sich, daß die Nähe von Wald, der als Wanderkorridor und Landhabitat angesehen wurde, die Artenzahl eines Gewässers erhöht (LAAN & VERBOOM 1990). Durch eine isolierte Lage eines Tümpels, wie des Endelteiches, ist die Sensibilität der Amphibienpopulationen auf anthropogene und natürliche Einflüsse größer als in nicht so isolierten Gewässern (KUZMIN 1994). Um die Isolation der Populationen am Endelteich zu verringern, wurden 1994 drei kleine Teiche als Ausbreitungsmöglichkeiten angelegt (GREßLER 1997). Als weitere Gründe für den Rückgang der Amphibienpopulationen könnten ein Mangel an Überwinterungsplätzen durch die zunehmende Bodenverdichtung auf der Donauinsel, steigender Räuberdruck sowie hohe Konkurrenz zwischen den Arten in Frage kommen (JEHLE 1996, JEHLE & HÖDL 1996). Diese Gründe werden auch für Rückgänge an anderen Amphibienpopulationen verantwortlich gemacht (z. B. KMINIAK 1986, KAGARISE SHERMAN & MORTON 1993).

Die Fangzahlen der meisten Arten waren in den ersten Untersuchungsjahren hoch, was auf die Phase der Neubesiedelung des Endelteiches zurückzuführen ist, und nahmen danach ab. Als erster Schritt einer Neubesiedlung werden viele Nachkommen produziert (CZIHAK et al. 1992, BEGON et al. 1996). Die zahlreichen Fänge am Endelteich in den ersten Jahren könnten auch auf eine ständige Zuwanderung neuer Tiere zurückzuführen sein, die nach der Zerstörung ihres Lebensraumes durch den Bau der Donauinsel auf der Suche nach einem Laichgewässer waren. In der Folge paßt sich die Populationsgröße allmählich an die vorhandenen Ressourcen an (dichtabhängige Regulation) (CZIHAK et al. 1992, BEGON et al. 1996, JEHLE 1996), wie das zum Beispiel eine Population des Kammolchs (*Triturus cristatus*) in einem neu angelegten Gewässer in Frankreich zeigte (ARNTZEN & TEUNIS 1993). Einige Schwankungen der Fangzahlen am Endelteich, wie zum Beispiel die der Rotbauchunke und der adulten/subadulten Springfrösche, könnten auf dichteregulierende Faktoren zurückzuführen sein (Tab. 3, 4, Abb. 1). GIACOMA (1988) stellte fest, daß eine stabile Teichmolch-Population durch ein hohes mittleres Alter der ablaichenden Adulten, niedrige Eizahl und niedrige Anzahl an Jungtieren charakterisiert wird. Demgegenüber weisen wachsende Populationen ein niedriges Durchschnittsalter und eine hohe Ei- und Juvenilenzahl auf (GIACOMA 1988). Die Teichmolchpopulation am Endelteich

könnte in den ersten Untersuchungsjahren als wachsend eingestuft werden, später war sie stabil bis abnehmend (Tab. 2, Abb. 1).

Auch bei anderen Studien wurden extreme Schwankungen der Populationsgrößen festgestellt. Bei einer französischen Kammolchpopulation fiel die aufgrund von Fang-Wiederfang berechnete Populationsgrößesgröße innerhalb von 6 Jahren (1979-1984) von 346 Individuen auf 16 Tiere. Im Jahr 1992 hatte sich die Population bei etwa 55 Individuen eingependelt, und die Besiedelung des Tümpels wurde als Erfolg eingestuft (ARNTZEN & TEUNIS 1993). Die Kammolchpopulation hatte bewiesen, daß sie trotz starker Rückgänge überlebensfähig war, obwohl sie 1984 als aussterbend eingestuft hätte werden können. Diese Studie beweist einmal mehr die Gefahr von kurzfristigen Beobachtungen zur Beurteilung der Populationsentwicklung (vgl. PECHMANN et al. 1991, „Einleitung"). In South Carolina (USA, vgl. „Einleitung") wurden in zwölf Untersuchungsjahren maximale Schwankungen zwischen 3 und 2.500 Weibchen bzw. 0 und 12.000 Juvenilen festgestellt (PECHMANN et al. 1991). Die Dynamik der Amphibienpopulationen wurde nicht nur von Niederschlägen, sondern auch von Feinddruck, Konkurrenz und andere Faktoren beeinflußt (PECHMANN et al. 1991). Bei Langzeitstudien über den Waldfrosch (*Rana sylvatica*) überstanden alle zehn Populationen extreme Engpässe. In manchen Jahren überlebten keine Kaulquappen bis zur Metamorphose, in anderen verließen viele Juvenile die Gewässer (BERVEN 1995). Die zum Teil beträchtlichen Schwankungen der Populationsgrößen am Endelteich entsprechen somit eher der Regel als der Ausnahme.

Mißt man die Artenvielfalt an den Arten ab einem Anteil von mehr als 1% an den Gesamtfängen eines Jahres, dann wurde von 1989 bis 1993 die geringste Diversität mit nur vier bis sechs Taxa erreicht (Abb. 2). In den Jahren 1989 und 1990 ist die niedrige Artenvielfalt auf hohe Teichmolchfangzahlen zurückzuführen. In den folgenden Jahren bis 1993 kommt als Grund für die geringe Diversität die Beweidung des Teichumlandes durch Schafe in Frage, wodurch die Wiesen um den Zaun das ganze Jahr kurz gehalten wurden. Für Amphibien dürften diese Weideflächen als Sommerquartier sehr unattraktiv gewesen sein. Zusätzlich könnten die Weiden wanderungshemmend gewirkt haben, weil kein Schutz durch hohes Gras vor der Sonne und Prädatoren gegeben war (TEUFL pers. Mitt.). In den letzten beiden Untersuchungsjahren wurde das Gras nur mehr etwa dreimal pro Jahr gemäht, wodurch die Wanderungsbedingungen verbessert wurden. Die Erhöhung der Artenzahl in den Jahren 1994 und 1995 wurde zusätzlich durch das Ausschneiden einer Freiwasserzone begünstigt (Kap. „Das Untersuchungsgewässer"). In den französischen Rhone-Auen wurde die größte Artenvielfalt bei temporären, seichten Teichen in offener Umgebung festgestellt. Mit der Zunahme der Vegetation an den Gewässern nahm die Diversität und Dichte der Amphibien ab (JOLY 1992). Beim Endelteich zeigte sich mit dem Fortschreiten der Sukzession ein ähnliches Bild wie in den Rhône-Auen, jedoch kam es am Ende der Untersuchung zu einer Zunahme der Artenvielfalt.

Die dominierende Art hatte sich im Laufe der Sukzession geändert (Abb. 2, vergleiche BURY 1983, PINTAR 1984). Von den drei über die gesamte Untersuchungsperiode am häufigsten vertretenen Arten dominierte die ersten Jahre der Teichmolch. Er wurde von der Knoblauchkröte abgelöst, die 1995 zahlenmäßig vom Donaukammolch übertroffen wurde. Die Änderung der Dominanz könnte auf die unterschiedliche Toleranz der drei Arten in Bezug auf Beschattung, Pflanzenwuchs und die Verringerung der Freiwasserzone zurückzuführen sein (siehe KOGOJ 1997). Teichmolche lieben besonnte Laichhabitate, Knoblauchkröten tolerieren Beschattung und Donaukammolche besiedeln auch sehr schattige Gewässer (siehe PINTAR & STRAKA 1990, TIEDEMANN 1990b, NÖLLERT & NÖLLERT 1992).

• Fortpflanzungserfolg und die wechselseitige Beeinflussung von Weibchen- und Juvenilenzahlen

Als Maß für den Fortpflanzungserfolg einer Art können das Überleben der Kaulquappen bis zur Metamorphose und die Anzahl der bei der Abwanderung vom Gewässer erfaßten Jungtiere gewertet werden. Bei fast allen Arten des Endelteiches kam es bei den Fangzahlen der Juvenilen zu stärkeren Schwankungen als bei den Adulten und Subadulten (Abb. 1, vergleiche HAIRSTON 1987). Sehr erfolgreiche Jahre wurden von fortpflanzungsschwachen abgelöst (Tab. 2-3, Abb. 1), wie auch andere Studien zeigten (zum Beispiel PECHMANN et al. 1991, BERVEN 1995). Im allgemeinen waren die Jahre 1991 und 1994 herausragend in Bezug auf die Reproduktion (Abb. 1, Abb. 3). Vier (Rotbauchunke, Donaukammolch, Knoblauchkröte, Wasserfrösche) bzw. drei (Rotbauchunke, Wasserfrösche, Braunfrösche) Taxa hatten hohe Juvenilenfangzahlen aufzuweisen. Als mögliche Gründe kommen günstige Witterungsbedingungen für die Entwicklung der Eier und Larven (WIENER 1995) und eine höhere Eizahl in Frage (vergleiche CZIHAK et al. 1992, BEGON et al. 1996). Ein geringerer Feinddruck, wie etwa durch die niedrigere Anzahl an Teichmolchen, adulten und subadulten Rotbauchunken und Springfröschen im Jahr 1991 bzw. von juvenilen Knoblauchkröten, adulten und subadulten Donau-Kammolchen und Rotbauchunken 1994 (Tab. 2-3, Abb. 1), könnte bewirkt haben, daß bei anderen Amphibienarten mehr Jungtiere als in den Vorjahren zur Metamorphose kamen. Bei anderen Studien wurde beobachtet, daß Amphibien Eier und Larven anderer Arten verzehren (COOKE 1975, BEEBEE 1979, KMINIAK 1986, SREDL & COLLINS 1992, ROWE & DUNSON 1995). In einem Gewässer wie dem Endelteich, das fast nie austrocknete, konnten sich andere Räuber wie Insekten(larven) gut etablieren (SREDL & COLLINS 1992).

Ob ein Zusammenhang zwischen der weiblichen Populationsgröße und der Anzahl an Juvenilen bestand, die nach der Metamorphose das Laichgewässer verließen, wurde mittels Rangkorrelation nach Spearman statistisch getestet (Tab. 6, Abb. 3). Die erste Annahme wäre, daß die Korrelation positiv ist, das heißt, viele ablaichende Weibchen produzieren mehr Nachwuchs als wenige. Die zweite Hypothese geht von einem negativer Zusammenhang im Sinne einer dichteabhängigen Regulation aus (CZIHAK et al. 1992, BEGON et al. 1996, JEHLE 1996). Das bedeutet, bei einer geringen Weibchenpopulation werden mehr Nachkommen produziert. Sind viele Weibchen zum Laichen erschienen, ist die Anzahl der Juvenilen dieser Saison gering (HAIRSTON 1987, GIACOMA 1988, JEHLE 1996). Anhand von Daten des Maulwurfsalamanders des Savannah River Projects wurde eine statistisch signifikante negative Regression zwischen der Anzahl der Juvenilen pro Weibchen und der Zahl der ablaichenden Weibchen gefunden. Je mehr Weibchen ablaichten, desto geringer war die Juvenilenzahl pro Weibchen (HAIRSTON 1987). Bei der dritten Möglichkeit korrelieren die Fangzahlen von Weibchen und Jungtieren nicht, wie zum Beispiel beim Californischen Tigersalamander (*Ambystoma californiense*) (LOREDO & VUREN 1996). Die Anzahl der Juvenilen wird vor allem von biotischen und abiotischen Umweltbedingungen und nicht oder nur schwach von der Weibchenanzahl beeinflußt.

Bei der Wechselkröte bestand ein höchst signifikanter Zusammenhang zwischen Weibchen- und Juvenilenzahl (Tab. 6). Beide Werte nahmen parallel ab (Abb. 3c) und ab 1991 wurden keine Tiere gefangen. Sonst korrelierten die Fangzahlen von Weibchen und Jungtieren nur bei den Teichmolchen positiv, das heißt, beide waren entweder hoch oder niedrig (Abb. 3a).

Bei den Wasserfröschen und Laubfröschen sind die niedrigen Fangzahlen und die geringe Korrelation von Weibchen und Juvenilenzahlen wahrscheinlich vor allem auf die Fangschwierig-

keiten zurückzuführen (siehe Kap. „Methodische Anmerkungen", Abb. 3). Die Anzahl der überlebenden Nachkommen der Braunfrösche hing nicht von der Weibchenzahl, sondern von anderen Faktoren ab. In zahlreiche Studien werden Ursachen wie Witterung (SEMLITSCH 1983, KMINIAK 1986), Wasserqualität (SEMB-JOHANSSON 1992, ROSENBERG & PIERCE 1995), Feinddruck (WILBUR 1972) und intra- oder interspezifische Konkurrenz (WILBUR 1972, ALFORD & WILBUR 1985, WILBUR & ALFORD 1985) angenommen beziehungsweise getestet, die die Juvenilenzahlen beeinflussen.

• Zuwanderung zum Laichgewässer

Die Zuwanderung zum Endelteich begann bei einigen Arten meist schon im Jänner und Februar. Im Februar 1991 lagen die Temperaturen nur in drei Nächten über dem Gefrierpunkt (THONKE 1993), weshalb die Migration im März einsetzte. Amphibien beginnen erst zu wandern, wenn eine Schwellentemperatur wenige Grade über 0°C in der Nacht überschritten wird (PIMENTEL 1960, GITTINS et al. 1980, HARDY & RAYMOND 1980, LIZANA et al. 1994).

Nur drei Arten, nämlich Wechselkröte, Erdkröte und Knoblauchkröte, begannen jedes Jahr zur gleichen Zeit mit ihrer Laichwanderung (Tab. 7). Alle anderen am Fangzaun erfaßbaren Arten zeigten eine größere Variabilität des Zuwanderungsbeginns. Die Bindung des Einsetzens der Laichwanderung an ein bestimmtes Datum weist auf einen endogenen Steuerungsmecha-

Tabelle 9: Beginn der Laichwanderung von sieben heimischen Amphibienarten. Vergleich der Daten des Endelteiches mit lokalen und europäischen Literaturangaben.
1: TIEDEMANN 1990a (Wien); 2. PINTAR & STRAKA 1990 (Niederösterreich, 1982-1986); 3: BLAB & VOGEL 1989 (Europa); 4: NÖLLERT & NÖLLERT 1992 (Mitteleuropa); 5: ENGELMANN et al. 1993 (Europa); 6: ZUGOLARO et al. 1993 (Italien, Zentralmoldavien, 1988-90); 7: WARINGER-LÖSCHENKOHL 1991 (Niederösterreich, 7 Jahre); 8: MOSER 1995 (Oberösterreich, 2 Jahre); 9: BLAB 1986 (Bonner Raum 1975-IV 1978); 10: RIIS 1991 (Dänemark 1985); 11: RYSER 1989 (Schweiz 1983-1984); 12: GEISSELMANN et al. 1971 (Rhein-Main-Gebiet).A/b = Anfang, E = Ende, M = Mitte, ( ) = Laichzeitbeginn, *= *Rana. a. wolterstorffi*, **= *R. a. arvalis*, I = Jänner, II = Februar, III = März, IV = April

Onset of the breeding migration of seven indigenous amphibian species. Comparison between Endelteich data and local and European literature data.
1: TIEDEMANN 1990a (Vienna); 2. PINTAR & STRAKA 1990 (Lower Austria, 1982-1986); 3: BLAB & VOGEL 1989 (Europe); 4: NÖLLERT & NÖLLERT 1992 (Central- Europe); 5: ENGELMANN et al. 1993 (Europe); 6: ZUGOLARO et al. 1993 (Italy, Central Moldavia, 1988-90); 7: WARINGER-LÖSCHENKOHL 1991 (Lower Austria, 7 years); 8: MOSER 1995 (Upper Austria, 2 years); 9: BLAB 1986 (Bonn area 1975-IV 1978); 10: RIIS 1991 (Danmark 1985); 11: RYSER 1989 (Switzerland 1983-1984); 12: GEISSELMANN et al. 1971 (Rhein-Main-area).
A/b = beginning, E = end, M = middle, ( ) = beginning of spawning, *= *Rana. a. wolterstorffi*, **= *R. a. arvalis*, I = January, II = February, III = March, IV = April

Arten/species	Endelteich	1.	2.	3.	4.	5.	6.
Triturus vulgaris	02.01.- 21.03.	(E IV)		M II	A/b II		
Bombina bombina	**21.02.- 25.03**	**E III**		**E III**	**(IV)**		
Bufo bufo	17.03.- 27.03.	24.III.	(A/b IV)	M III	(E III)	(III/A/b IV)	
Bufo viridis	**16.03.- 25.03.**	**(A/b IV)**		**M III**	**(A/b/M IV)**		3.3.-22.4
Rana arvalis	18.02.- 13.04.	(E III)*	(A/b/M IV)*	A/b III**	A/b III**	(A/b III**)	
Rana dalmatina	**27.01.- 22.03.**	**A/b II**	**(M/E III)**	**M II**	**(E I)**	**(II)**	
Rana temporaria	07.02.- 27.03.	E II	(A/b/M IV)	E II	M II	(E II)	

Arten/species	Endelteich	7.	8.	9.	10.	11.	12.
		NÖ	OÖ	Bonn	DK	CH	D
Rana dalmatina	**27.01.- 22.03.**	**(M III)**	**11.3.-26.3.**	**A/b II**	**(A/b IV)**		
Rana temporaria	07.02.- 27.03.		11.3.-3.4.	E II	(M IV)	M III	E I

nismus des Jahres-Rhythmus der Wanderung hin, der durch Witterungseinflüsse modifiziert und durch die Photoperiode überindividuell koordiniert wird (SEMLITSCH & MCMILLAN 1980, BLAB 1986). So wird vermutlich eine Zugdisposition aufgebaut und die Wanderung durch Witterungsfaktoren ausgelöst (HEUSSER 1960, BLAB 1986). Im Gegensatz dazu scheint der circannuale Rhythmus bei den Arten, deren Zuwanderung zu weit gestreuten Terminen einsetzt, witterungsabhängiger und weniger an eine bestimmte Tageslänge gebunden zu sein (BLAB 1986), wie bei Teichmolch und Balkan-Moorfrosch am Endelteich.

Am Endelteich setzte die Wanderung zum Laichgewässer im Vergleich zu anderen europäischen Gegenden früh ein (Tab. 9). Nur die Termine von Springfröschen, Erd- und Wechselkröten stimmen in etwa mit den Vergleichsdaten überein, die anderen Arten wanderten am Endelteich durchschnittlich ein halbes Monat früher als an den Vergleichsstandorten zu. Variationen beim Beginn der Laichwanderung können aufgrund von lokal unterschiedlichen Klimaverhältnissen erwartet werden (SEMLITSCH & MCMILLAN 1980). Am Untersuchungsgewässer war das Klima aufgrund der Stadtnähe und der Lage Wiens am Rand der pannonischen Klimazone wahrscheinlich milder. Die Amphibienpopulationen könnten genetisch auf ein früheres Wanderungsdatum fixiert sein (vergleiche SINSCH 1992).

Wie die Daten vom Endelteich zeigten (Tab. 7), wanderten Springfrösche in der Regel vor den Grasfröschen und Balkan-Moorfröschen in das Laichgewässer ein (BLAB 1986, PINTAR & STRAKA 1990). Das Einsetzen der Laichwanderung war beim Grasfrosch im Rhein-Main-Gebiet (Deutschland) temperaturabhängig (GEISSELMANN et al. 1971). Zu Beginn der Frühjahrswanderung war der Wandertrieb beim Springfrosch gering, außer in kalten Jahren, in denen die Wanderung schlagartig einsetzte. Mit fortschreitender Wanderzeit nahmen Migrationsbereitschaft, -frequenz und -zügigkeit zu, die Tiere wanderten auch unter ansonsten ungünstigen Temperaturbedingungen. Im Gegensatz zum Springfrosch hatte der Grasfrosch einen strengen, überindividuellen circannualen Rhythmus. Er begann in extrem frühwarmen Jahren nicht spontan zu wandern (BLAB 1986). Am Endelteich wurde der Grasfrosch später als der Springfrosch gefangen, aber die Streuung des Wanderbeginns beider Arten war etwa gleich, was auf einen nicht so strengen circannualen Rhythmus beim Grasfrosch, ähnlich wie beim Springfrosch, hinweist.

Tabelle 10: Abwanderungsbeginn frisch metamorphosierter Juveniler von vier Arten und einem Taxon. Vergleich der Daten des Endelteiches mit lokalen und europäischen Literaturangaben.
1: TIEDEMANN 1990a (Wien); 2: NÖLLERT & NÖLLERT 1992 (Mitteleuropa); 3: BLAB & VOGEL 1989 (Europa);
4: BLAB 1986 (Bonner Raum 1975-IV 1978); 5: RIIS 1991(Dänemark 1985)
A/b = Anfang, E = Ende, M = Mitte, VI = Juni, VII = Juli, VIII = August, IX = September

Beginning of the juvenile emigration of four indigenous amphibian species and one group of species. Comparison between Endelteich data and local and European literature data.
Braunfrösche = brown frogs
1: TIEDEMANN 1990a (Vienna); 2: NÖLLERT & NÖLLERT 1992 (Central-Europe); 3: BLAB & VOGEL 1989 (Europe); 4: BLAB 1986 (Bonn area 1975-IV 1978); 5: RIIS 1991 (Denmark 1985)
A/b = beginning, E = end, M = middle, VI = June, VII = July, VIII = August, IX = September

Arten	Endelteich	1.	2.	3.	4.	5.
Triturus vulgaris	14.06.-23.08.		A/b VII	A/b VII		
Bombina bombina	04.08.-22.09.	M VIII		A/b VII		
Bufo bufo	04.07.-25.07.	E VI	A/b VI	M VI		
Bufo viridis	06.06., 20.07.	A/b VII	VI	A/b VI		
Braunfrösche	01.06.-14.07.	VII	M VI	M VI	ab 22.06.	M VI

• Abwanderung der Juvenilen

Die Abwanderung der juvenilen Erdkröten und Rotbauchunken vom Endelteich setzte später als in allen vergleichbaren Gebieten ein (Tab. 10). Bei den Braunfröschen und Teichmolchen begann die Abwanderung um circa ein halbes Monat früher als in der Literatur angegeben. Eine frühe Abwanderung der Jungtiere kann durch eine frühere Zuwanderung der Adulten zum Gewässer (siehe Kap. „Zuwanderung zum Laichgewässer") und einen dadurch früheren Laichtermin bei gleicher Entwicklungsdauer als in den Vergleichsgebieten zustandekommen (VIERTEL 1976). Außerdem kann eine Verkürzung der Entwicklung der Eier und Larven aufgrund günstiger Witterungs- und Nahrungsbedingungen auftreten (VIERTEL 1976, RIIS 1991, KUHN 1993, WIENER 1995). Eine spätere Abwanderung der Juvenilen kann somit auf eine spätere Laichperiode oder eine verlängerte Entwicklungszeit zurückzuführen sein (TRAVIS 1984).

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Robert Jehle für die Unterstützung bei der Erstellung dieses Artikels und vor allem der Grafiken, Susanne Sticht und Walter Hödl für Rat, Hilfe und das Korrekturlesen dieser Arbeit. Last but not least danke ich allen Kolleginnen und Kollegen des Amphibienprojekts „Donauinsel" für die Bereitstellung ihrer Daten.

Literatur

ALFORD R. A. & H. M. WILBUR (1985): Priority effects in experimental pond communities: competition between *Bufo* and *Rana*. Ecology **66**: 1097-1105.

ARNTZEN J. W. & S. F. M. TEUNIS (1993): A six year study on the population dynamics of the crested newt (*Triturus cristatus*) following the colonization of a newly created pond. Herpetological Journal **3**: 99-110.

BEEBEE T. J. C. (1975): Changes in the status of the great crested newt *Triturus cristatus* in the British Isles. British Journal of Herpetology **5**: 481-490.

BEEBEE T. J. C. (1979): Habitats of the British amphibians (2): suburban parks and gardens. Biological Conservation **15**: 241-257.

BEGON M., HARPER J. L. & C. R. TOWNSEND (1996): Ecology. Individuals, Populations and Communities. 3. Auflage. Blackwell Scientific Publications, Boston, Oxford, London, Edinburgh, Melbourne.

BERVEN K. A. (1995): Population regulation in the wood frog, *Rana sylvatica*, from three diverse geographic localities. Australian Journal of Ecology **20**: 385-392.

BLAB J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz **18**. 3. Auflage. Kilda-Verlag, Bonn-Bad Godesberg.

BLAB J. & H. VOGEL (1989): Amphibien und Reptilien: Kennzeichen, Biologie, Gefährdung. Spektrum der Natur; BLV Intensivführer, München-Wien-Zürich.

BLAUSTEIN A. R., WAKE D. B. & W. P. SOUSA (1994): Amphibian declines: Judging stability, persistance and susceptibility of populations to local and global extinctions. Conservation Biology **8**: 60-71.

BLAUSTEIN A. R. (1994): Chicken little or Nero's fiddle? A perspective on declining amphibian populations. Herpetologica **50**: 85-97.

BURY R. B. (1983): Differences in amphibian populations in logged and old growth redwood forest. Northwest Science **57**: 167-178.

CABELA A. (1982): Catalogus Faunae Austriae. Nachtrag zum Teil XXI: Amphibia, Reptilia. Österreichische Akademie der Wissenschaften: 2-4.

CABELA A. (1990): Rotbauchunke. In: Tiedemann F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens: Jugend & Volk Edition, Wien, pp. 52-59.

CABELA A. & L. GIROLLA (1994): Die Erstbesiedlung des Marchfeldkanals durch Amphibien (Amphibia; Wien, Niederösterreich). Herpetozoa **7**: 109-138.

CHOVANEC A. (1993): Das Tritonwasser-Betreuung eines neugeschaffenen Feuchtgebietes auf der Donauinsel in Wien sowie seine Besiedelung durch Amphibien und Libellen. Umweltbundesamt - Monographien **37**, Wien.

CHOVANEC A. (1994): Man-made wetlands in urban recreational areas – a habitat for endangered species? Landscape and Urban Planning **29**: 43-54.

COOKE A. S. (1975): Spawn site selection and colony size of the frog (*Rana temporaria*) and the toad (*Bufo bufo*). Journal of Zoology **175**: 29-38.

CZIHAK G., LANGER H. & H. ZIEGLER (Hrsg.) (1992): Biologie – Ein Lehrbuch. Springer-Verlag, 5. Auflage, Berlin-Heidelberg-New York.

DOMANY B., SCHWETZ O. & G. SEIDEL (1982): Planung und Gestaltung des Donaubereiches. Magistrat der Stadt Wien-Geschäftsgruppe Stadtplanung, Eigenverlag.

ELLINGER N. & R. JEHLE (1997): Struktur und Dynamik einer Donaukammolch-Population (*Triturus dobrogicus*, KIRITZESCU 1903) am Endelteich bei Wien: Ein Überblick über neun Untersuchungsjahre. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 133–150.

ENDEL S. E. (1989): Wanderaktivität und Populationsstruktur von *Pelobates fuscus* (Amphibia, Anura) auf der Donauinsel (Wien). Unveröffentlichte Dissertation, Universität Wien.

ENGELMANN W.-E., FRITZSCHE J., GÜNTHER R. & F. J. OBST (1993): Lurche und Kriechtiere Europas. 2. Aufl.; Neumann Verlag, Leipzig.

FRAZER N. B. (1995): Herpetological research at a national environmental research park. Herpetologica **51**: 383-386.

GEISSELMANN B., FLINDT R. & H. HEMMER (1971): Studien zur Biologie, Ökologie und Merkmalsvariabilität der beiden Braunfroscharten *Rana temporaria* L. und *R. dalmatina* Bonaparte. Zoologische Jahrbücher, Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere **98**: 521-568.

GIACOMA C. (1988): The ecology and distribution of newts in Italy. Annuario dell'Istituto e Museo di Zoologica dell'Università di Napoli **26**: 49-84.

GITTINS S. P., PARKER A. G. & F. M. SLATER (1980): Population characteristics of the common toad (*Bufo bufo*) visiting a breeding site in Mid-Wales. Journal of Animal Ecology **49**: 161-173.

GOLDSCHMID U. (1997): Das ökologische Konzept der Wiener Donauinsel: Biotopverbund und Managementmaßnahmen. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 27–43.

GREßLER S. (1995): Phänologie, Populationsstruktur und Populationsdynamik der Knoblauchkröte *Pelobates fuscus fuscus* (Laurenti, 1768) an einem Gewässer auf der nördlichen Donauinsel bei Wien-Ein Vergleich von acht Untersuchungsjahren. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

GREßLER S. (1997): Biotopverbung für Amphibien: Trittsteinbiotope, die neue Naturschutzstrategie. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien – eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 235–250.

GRILLITSCH H. (1990a): Teichfrosch. In: TIEDEMANN F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens: Jugend & Volk Edition, Wien. Pp. 110-115.

GRILLITSCH H. (1990b): Seefrosch. In: TIEDEMANN F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens: Jugend & Volk Edition, Wien, pp. 102-107.

GROSSE W.-R. (1994): Der Laubfrosch. Neue Brehm-Bücherei **615**. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.

GRUBER H.-J., HECKES U.& M. FRANZEN (1994): Artenhilfsprogramm für die Wechselkröte (*Bufo viridis* Laurenti, 1768) im Raum München. Mitteilungen des Landesverbandes für Amphibien- und Reptilienschutz Bayern **14**: 51-68.

HAIRSTON N. G., Sr. (1987): Community Ecology and Salamander Guilds. Cambridge Studies in Ecology, Cambridge University Press.

HARDY L. M. & L. R. RAYMOND (1980): The breeding migration of the mole salamander, *Ambystoma talpoideum*, in Louisiana. Journal of Herpetology **14**: 327-335.

HECNAR S. J. & R. T. M`CLOSKEY (1996): Regional dynamics and the status of the amphibians. Ecology **77**: 2091-2097.

HEUSSER H. (1960): Über die Beziehungen der Erdkröte (*Bufo bufo* L.) zu ihrem Laichplatz II. Behaviour **16**: 93-109.

JEHLE R. (1996): Das „Amphibienprojekt Donauinsel". In: HÖDL W. & G. AUBRECHT (Hrsg.): Frösche Kröten Unken – Aus der Welt der Amphibien. Stapfia **47**: 119-132.

JEHLE R. (1997): Markierung und Individualerkennung metamorphosierter Amphibien, unter besonderer Berücksichtigung der im Rahmen des „Amphibienprojekts Donauinsel (Wien)" verwendeten Methodik. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 103–118.

JEHLE R., ELLINGER N. & W. HÖDL W. (1997a): Der Endelteich der Wiener Donauinsel und seine Fangzaunanlage für Amphibien: ein sekundäres Gewässer für populationsbiologische Studien. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia 51: 85–103.

JEHLE R. & W. HÖDL (1996): Langzeitstudien an Amphibienpopulationen: Zusammenfassende Ergebnisse einer zehnjährigen Freilanduntersuchung. Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft **89**: 123.

JEHLE R., PAULI-THONKE A., TAMNIG J. & W. HÖDL (1997b): Phänologie und Wanderaktivität des Donaukammolchs (*Triturus dobrogicus*) auf der Wiener Donauinsel. In: Hödl W., Jehle R. & G. Gollmann (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia 51: 119–132.

JOLY P. (1992): The amphibian fauna of the French Upper-Rhône floodplain. The Lavours marsh and the Jons sector. Alytes **10**: 117-129.

KAGARISE SHERMAN C. & M. L. MORTON (1993): Population declines of Yosemite toads in the Eastern Sierra Nevada of California. Journal of Herpetology **27**: 186-198.

KMINIAK M. (1986): Complex of destabilizing factors in habitats of amphibians. In: ROČEK Z. (Hrsg.): Studies in Herpetology. Proceedings of the European Herpetological Meeting, Charles University, Prague, pp. 715-716.

KOGOJ E. (1997): Die Amphibien der Wiener Donauinsel. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien – eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 45–65.

KOLLAR R. (1990): Erdkröte. In: Tiedemann F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Jugend & Volk Edition, Wien, pp. 67-72.

KUHN J. (1993): Fortpflanzungsbiologie der Erdkröte *Bufo b. bufo* (L.) in einer Wildflußaue. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **2**: 1-10.

KUZMIN S. L. (1994): The problem of declining amphibian populations in the Commonwealth of Independent States and adjacent territories. Alytes **12**: 123-134.

LAAN R. & B. VERBOOM (1990): Effects of pool size and isolation on amphibian communties. Biological Conservation **54**: 251-262.

LIZANA M., MÁRQUEZ R. & R. MARTÍN-SÁNCHEZ (1994): Reproductive biology of *Pelobates cultripes* (Anura: Pelobatidae) in Central Spain. Journal of Herpetology **28**: 19-27.

LOREDO I. & D. VAN VUREN (1996): Reproductive ecology of a population of the California tiger salamander. Copeia **1996**: 895-905.

MCARDLE B. & K. GASTON (1992): Comparing population variabilities. Oikos **64**: 610-612.

MICHLMAYR F. (1997): Vom Römerlager Vindobona zur Donauinsel: Donauregulierungen im Wiener Stadtgebiet. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 13–25.

MOSER J. (1995): Besiedelung neugeschaffener Kleingewässer durch Amphibien im Gemeindegebiet von Bad Zell (Oberösterreich), unter besonderer Berücksichtigung der Laichplatzsituation an einem ausgewählten Gewässer. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

NÖLLERT A. & C. NÖLLERT (1992): Die Amphibien Europas: Bestimmung, Gefährdung, Schutz. Kosmos-Naturführer, Franckh- Kosmos- Verlag, Stuttgart.

PECHMANN J. H., SCOTT D. E., SEMLITSCH R. D., CALDWELL J. P., VITT L. J. & J. W. GIBBONS (1991): Declining amphibian population: The problem of seperating human impacts from natural fluctuations. Science **253**: 892-895.

PECHMANN J.H & H. WILBUR (1994): Putting amphibian population in perspective: natural fluctuations and human impacts. Herpetologica **50**: 65-84.

PEIRITSCH S. (1990): Struktur und Aktivität der Knoblauchkrötenpopulation (*Pelobates fuscus fuscus* Laurenti, 1768) (Amphibia: Anura) des Endelteiches (Donauinsel, bei Wien): Ein Vergleich von drei Untersuchungsjahren. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

PIMENTEL R. A. (1960): Inter- and intrahabitat movements of the rough skinned newt, *Taricha torosa granulosa* (Skilton). American Midland Naturalist **63**: 470-496.

PINTAR M. (1984): Die Ökologie von Anuren in Waldlebensräumen der Donau-Auen oberhalb Wiens (Stockerau, Niederösterreich). Bonner Zoologische Beiträge **35**: 185-212.

PINTAR M. & U. STRAKA (1990): Beitrag zur Kenntnis der Amphibienfauna der Donau-Auen im Tullner Feld und Wiener Becken. Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich **127**: 123-146.

PINTAR M. & A. WARINGER- LÖSCHENKOHL (1989): Faunistisch-ökologische Erhebung der Amphibienfauna in Auengebieten der Wachau. Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich **126**: 77-96.

REICHHOLF J. H. (1996): Frösche als Bioindikatoren. In: HÖDL W. & G. AUBRECHT (Hrsg.): Frösche Kröten Unken. Aus der Welt der Amphibien. Stapfia **47**: 177-188.

RIIS N. (1991): A field study of survival, growth, biomass and temperature dependence of *Rana dalmatina* and *R. temporaria* larvae. Amphibia-Reptilia **12**: 229-243.

ROSENBERG E. A. & B. A. PIERCE (1995): Effect of initial mass on growth and mortality at low pH in tadpoles of *Pseudacris clarkii* and *Bufo valliceps*. Journal of Herpetology **29**: 181-185.

ROTTER D. (1997): Die Verlandung des Endelteiches, eines sekundären Gewässers auf der Donauinsel bei Wien. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 229–234.

ROWE C. L. & W. A. DUNSON (1995): Impacts of hydroperiod on growth and survival of larval amphibians in temporary ponds of central Pennsylvania, USA. Oecologia **102**: 397-403.

RYSER J. (1989): The breeding migration and mating system of a Swiss population of the common frog *Rana temporaria*. Amphibia-Reptilia **10**: 13-21.

SCHRAMM H. (1992): Phänologie, Struktur und Dynamik der Knoblauchkrötepopulation (*Pelobates f. fuscus* Laurenti 1768) (Amphibia, Anura) auf der nördlichen Donauinsel (Wien): Ein Vergleich von vier Untersuchungsjahren. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

SEMB-JOHANSSON A. (1992): Declining populations of the common toad (*Bufo bufo* L.) on two islands in Oslofjord, Norway. Amphibia-Reptilia **13**: 409-412.

SEMLITSCH R. D. (1983): Structure and dynamics of two breeding populations of the Eastern tiger salamander, *Ambystoma tigrinum*. Copeia **1983**: 608-616.

SEMLITSCH R. D. & M. A. MCMILLAN (1980): Breeding migrations, population size structure and reproduction of the dwarf salamander, *Eurycea quadridigitata*, in South Carolina. Brimleyana **3**: 97-105.

SINSCH U. (1992): Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). Oecologia **90**: 489-499.

SREDL M. J. & J. P. COLLINS (1992): The interaction of predation, competition, and habitat complexity in structuring an amphibian community. Copeia **1992**: 607-614.

STICHT S. (1996): Struktur, Dynamik und Phänologie einer Donaukammolch-Population (*Triturus dobrogicus* Kiritzescu 1903) (Amphibia, Urodela) auf der Donauinsel bei Wien: Ein Vergleich von vier Untersuchungsjahren. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

STORM R. M. & R. A. PIMENTEL (1954): A method for studying amphibian breeding populations. Herpetologica **10**: 161- 166.

THONKE A. (1993): Struktur, Dynamik und Wanderverhalten der Donaukammolch-Population (*Triturus dobrogicus* KIRITZESCU 1903) (Amhpibia: Urodela) des Endelteichs auf dem nördlichen Teil der Donauinsel bei Wien: Ein Vergleich von 5 Untersuchungsjahren. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

TIEDEMANN F. (Hrsg.) (1990a): Lurche und Kriechtiere Wiens. Jugend & Volk Edition, Wien.

TIEDEMANN F. (1990b): Donau-Kammolch. In: Tiedemann F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens: Jugend & Volk Edition, Wien, pp. 30-33.

TIEDEMANN F. & M. HÄUPL (1994): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia). In: GEPP J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie **2**, Wien, pp. 67-74.

TRAVIS J. (1984): Anuran size at metamorphosis: experimental test of a model based on intraspecific competition. Ecology **65**: 1155-1160.

VIERTEL B. (1976): Die Amphibien Rheinhessens unter besonderer Berücksichtigung der Umgebung von Oppenheim. Mainzer Naturwisschenschaftliches Archiv **15**: 183-221.

VIERTEL B. (1980): Überlebensraten und Mortalität bei Erdkrötenlarven (*Bufo bufo* L.) im Freiland (Amphibia: Salientia: Bufonidae). Salamandra **16**: 19-37.

WAGERMAIER G. (1992): Struktur, Dynamik und Aktivitätsmuster einer Knoblauchkrötenpopulation (*Pelobates fuscus fuscus* Laurenti 1768) (Amphibia; Anura) auf dem nördlichen Teil der Donauinsel, bei Wien (Endelteich): Ein Vergleich von fünf Untersuchungsjahren. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

WARINGER-LÖSCHENKOHL A. (1991): Breeding ecology of *Rana dalmatina* in Lower Austria: a 7-years study. Alytes **9**: 121-134.

WARINGER-LÖSCHENKOHL A., LENGAUER R., SCHWEIGER E. & C. SLAPA (1986): Aufnahme der Amphibienfauna in den Donauauen bei Schönau (Niederösterreich). Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich **124**: 115-120.

WARINGER-LÖSCHENKOHL A. & J. WARINGER (1989): Zur Typisierung von Augewässern anhand der Litoralfauna (Evertebraten, Amphibien). Archiv für Hydrobiologie Supplement **84**: 73-94.

WIENER K. (1995): Untersuchungen zur Demographie und Phänologie einer Knoblauchkröten-Population, *Pelobates fuscus fuscus* (LAURENTI 1768) (Amphibia; Anura), nördlich von Wien. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

WIENER K. (1997a): Struktur und Dynamik einer Knoblauchkröten-Population (*Pelobates fuscus fuscus*, LAURENTI, 1768) auf der Wiener Donauinsel: ein Vergleich der Untersuchungsjahre 1986, 1987 und 1989 bis 1995. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 165–181.

WIENER K. (1997b): Phänologie und Wanderverhalten einer Knoblauchkröten-Population (*Pelobates fuscus fuscus*, LAURENTI, 1768) auf der Wiener Donauinsel: ein Vergleich der Untersuchungsjahre 1986, 1987 und 1989–1995. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 151–164.